

Erschließung von Biogaspotenzialen aus Überschuss- schlamm mit Hilfe der Kombination aus Desintegration und anaerober Schlammstabilisierung

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doktoringenieur (Dr. Ing.)

vorgelegt von
Dipl.-Ing. Matthias Barth

Gutachter:

Herr Prof. Dr. Ing. habil. Klaus Lützner
Technische Universität Dresden / Institut für Siedlungs- und
Industriewasserwirtschaft

Herr Prof. Dr. Ing. habil. Martin Wagner (apl.)
TU Darmstadt / Institut Wasserversorgung und Grundwasserschutz –
Abwassertechnik – Abfalltechnik – Industrielle Stoffkreisläufe – Umwelt- und
Raumplanung

Dresden, 15.08.2011

Erklärung des Promovenden

Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

„Erschließung von Biogaspotenzialen aus Überschussschlamm mit Hilfe der Kombination aus Desintegration und anaerober Schlammstabilisierung“

wird hiermit bestätigt.

Dresden, 20.06.2012

Matthias Barth

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand zu großen Teilen während meiner Tätigkeit am Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft der Technischen Universität Dresden. Grundlage der Arbeit stellen Untersuchungsergebnisse dar, die im Rahmen des mit der SC Abwasser- und Umwelttechnik GmbH durchgeführten BMBF-Forschungsvorhabens „Erneuerbare Energie und Minderung der Emission von Treibhausgasen durch moderne Verfahren der Abwasser- und Schlammbehandlung auf kleinen und mittleren Kläranlagen“ gewonnen wurden.

Mein Dank gilt meinem Lehrer Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. K. Lützner, der mir die fachliche Entwicklung am Institut ermöglichte und mich zur Bearbeitung des Themas ermutigte. Für die Fertigstellung der Arbeit war seine durch fachliche Diskussionen und hilfreichen Hinweise zum Manuskript geleistete Unterstützung von besonderem Wert.

Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. M. Wagner danke ich für die Übernahme des Koreferates und für die durch ihn erfahrene ermutigende Begleitung während des Promotionsverfahrens.

Meine Anerkennung gilt auch allen Kolleginnen und Kollegen des Institutes für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft für die während meines Arbeitsverhältnisses am Institut geleistete persönliche und fachliche Unterstützung. Mein besonderer Dank gilt in diesem Zusammenhang

- Herrn Dr.-Ing. Volker Kühn für die vielen intensiven fachlichen Diskussionen,
- der Arbeitsgruppe Abwasserbehandlung mit Winni-Katrin Ahlendorf, Thomas Schalk, Michael Tietze, Markus Ahnert und Norbert Günther für die gute Zusammenarbeit und auch dafür dass Sie mir in der entscheidenden Phase der Bearbeitung des Promotionsthemas den Rücken freigehalten haben,
- Frau Dr.-chem. Heike Brückner und Susanne Schwürz vom Institutslabor für die Durchführung der zahlreichen Analytik und
- Klaus Dorschner und Karl-Heinz Schwürz für die aufopferungsvolle Unterstützung bei der technischen Versuchsplanung sowie bei der Sicherstellung des Versuchsbetriebes.

Danken möchte ich auch meinen Diplomanden Elisabeth Klier, Cornelia Koch, Yvonne Häschel, Peter Klose und Andre Nestler sowie den zahlreichen studentischen Hilfskräften ohne deren Hilfe die Datengewinnung für diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Ebenso danke ich meinen Kollegen aus den Bereichen Kläranlagenbetrieb und Strategie/generelle Planung der Stadtentwässerung Dresden GmbH für die moralische Unterstützung während der Fertigstellung der Arbeit. In diesem Zusammenhang möchte ich mich bei Herrn Doz. Dr.-Ing. habil. Rainer Tietze über die darüber hinaus erfahrenen fachlichen Hinweise zur Arbeit besonders bedanken.

Der wohl größte Dank gilt nicht zuletzt meiner Frau Steffi und meinen Kindern Vincent und Leonard für Ihre Unterstützung in allen Lebenslagen, aber insbesondere für Ihre unendliche Geduld.

Inhaltsverzeichnis

1	Auswirkungen der Entwicklungen des Energiemarktes auf den Kläranlagenbetrieb .	1
2	Zielsetzung der Arbeit	8
3	Biogaspotenziale kommunaler Klärschlämme	11
3.1	Charakterisierung von Biogaspotenzialen kommunaler Klärschlämme auf Basis stofflicher Elementaranalysen bzw. des CSB	11
3.1.1	Grundlagen der Biogaspotenzialabschätzung	11
3.1.2	Theoretisches Biogaspotenzial von Primärschlamm	13
3.1.3	Theoretisches Biogaspotenzial von Überschussschlamm	14
3.2	Erschließung von Biogaspotenzialen kommunaler Klärschlämme durch die anaerob mesophile Schlammstabilisierung	22
3.2.1	Biogaserzeugung aus Primärschlamm	22
3.2.2	Biogaserzeugung aus Überschussschlamm	23
3.2.3	Biogaspotenziale von Mischschlämmen	26
3.2.4	Biogaspotenzialreserve von Primär- und Überschussschlamm für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung	29
4	Desintegration	31
4.1	Grundlagen der Desintegration	31
4.1.1	Definition	31
4.1.2	Beurteilungskriterien der Desintegration	31
4.1.3	Desintegrationsverfahren	36
4.1.4	Einsatzmöglichkeiten der Desintegration in der Abwasser- und Schlammbehandlung	38
4.2	Ergebnisse der Anwendung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung	42
4.2.1	Rührwerkskugelmühle	42
4.2.2	Ultraschallhomogenisator	46
4.2.3	Hochdruckhomogenisator	55
4.2.4	Elektroporation/Hochleistungspulstechnik	58
4.2.5	Ozon	60
4.2.6	Lysatzentrifuge	63
4.2.7	Laugenaufschluss	65

4.2.8	Aufschluss mit Wasserstoffperoxid	69
4.2.9	Thermischer Aufschluss	70
4.2.10	Thermischer + chemischer Aufschluss	89
4.2.11	Mikrowellenaufschluss.....	91
4.2.12	Strahljet	92
4.2.13	Zusammenfassung Literaturlauswertung	92
5	Eigene Untersuchungen.....	94
5.1	Versuchsprogramm	94
5.2	Versuchstechnik	97
5.2.1	Aufschlussgeräte	97
5.2.2	Technische Ausstattung und Betrieb des Laborreaktors	101
5.3	Analytik und Messtechnik.....	103
5.3.1	Probenvorbereitung	103
5.3.2	Physikalische Messgrößen	103
5.3.3	Chemische Messgrößen.....	105
5.4	Charakteristik der verwendeten Überschusslämme	107
5.4.1	ÜS HTVA.....	107
5.4.2	ÜS KA DD-Kaditz	107
5.4.3	ÜS KA Lenz	108
5.4.4	ÜS KA St. Michaelis.....	109
5.4.5	ÜS KA Nünchritz	109
5.5	Grundlagen der Auswertung des anaeroben Abbaus organischer Stoffe.....	110
5.5.1	Kennwerte – gemessen.....	110
5.5.2	Kennwerte – berechnet.....	113
5.5.3	Bilanzierung von Versuchsreaktoren	118
5.5.3.1	Bedeutung der Bilanzierungsmethode	118
5.5.3.2	CSB-Bilanz.....	119
5.5.3.3	P-Bilanz.....	120
5.5.3.4	N-Bilanz	122
5.5.3.5	TR _{min} -Bilanz.....	128
6	Darstellung der Versuchsergebnisse	137
6.1	Kommentar zur Versuchsauswertung	137
6.2	Anaerobe Schlammstabilisierung ohne Desintegration	138

6.2.1	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA	138
6.2.2	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS DD-Kaditz.....	141
6.3	Anaerobe Schlammstabilisierung mit Desintegration.....	143
6.3.1	Thermische Desintegration	143
6.3.1.1	Voruntersuchungen – thermischer Zellaufschluss von Überschussschlamm	143
6.3.1.2	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + 75 °C.....	146
6.3.1.3	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Lenz + 75 °C	149
6.3.1.4	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Nünchritz + 75 °C	152
6.3.1.5	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA St. Michaelis + 75 °C	155
6.3.2	Thermische Desintegration + Unterdruckbehandlung	156
6.3.2.1	Voruntersuchungen – Kombination aus thermischem Zellaufschluss und Unterdruckbehandlung von Überschussschlamm	156
6.3.2.2	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + Unterdruck + 75 °C	157
6.3.3	Rührwerkskugelmühle	160
6.3.3.1	Voruntersuchungen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Rührwerkskugelmühle	160
6.3.3.2	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + RKM	162
6.3.4	Fliehkraftkugelmühle	165
6.3.4.1	Voruntersuchungen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Fliehkraftkugelmühle	165
6.3.4.2	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + FKM.....	166
6.3.5	Ultraschall	170
6.3.5.1	Voruntersuchungen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Ultraschall.	170
6.3.5.2	Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Lenz + US	171
7	Bewertung des Einflusses von Desintegrationsverfahren auf die anaerobe Stabilisierung von Überschussschlamm.....	174
7.1	Darstellung der Ausgangssituation zur Bewertung der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung.....	174
7.2	Systematisierung der Datenbasis.....	175
7.2.1	Schwerpunkte der Systematisierung	175
7.2.2	Klassifizierung des Zellaufschlusses.....	176
7.2.3	Klassifizierung der Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung.....	177
7.2.4	Klassifizierung der Überschussschlammcharakteristik.....	179
7.2.5	Gestaffelte Klassifizierung der Versuchsreihen nach den Einflussfaktoren chemischer Aufschlussgrad, Milieubedingungen der anaeroben Schlamm- stabilisierung und Überschussschlammcharakteristik.....	181
7.3	Leistungsvermögen der Verfahrenskombination Überschussschlamm- desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung.....	181

7.3.1	GV-Abbau und Biogasanfall.....	181
7.3.2	Prozesswasserbelastung	186
7.3.2.1	Randbedingungen der Auswertung zur Prozesswasserbelastung.....	186
7.3.2.2	CSB-Prozesswasserbelastung.....	186
7.3.2.3	NH ₄ -N-Prozesswasserbelastung.....	187
7.3.2.4	P _{ges,mf} -Prozesswasserbelastung.....	188
7.3.3	Entwässerungsverhalten	190
7.3.4	Auswirkungen der Desintegration auf die Faulzeit.....	191
7.3.5	Einfluss der Desintegration auf die anaerob mesophile Abbaubarkeit im Überschussschlamm gebundener Stoffgruppen	195
7.3.5.1	Auswirkungen der anaerob mesophilen Abbaubarkeit im Überschussschlamm gebundener Stoffgruppen auf Biogasanfall und -zusammensetzung	195
7.3.5.2	Ermittlung der Verteilung der beim anaerob mesophilen Abbau von Über- schussschlamm beteiligten Stoffgruppen auf Basis des GV-Abbaus, des Biogas- und Methananfalls.....	199
7.3.5.3	Ermittlung der Verteilung der beim anaerob mesophilen Abbau von Über- schussschlamm beteiligten Stoffgruppen auf Basis des Eiweiß-Abbaus, des Biogas- und Methananfalls	201
7.4	Prognose des Einflusses der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm	204
7.4.1	Grundlagen der Prognose	204
7.4.2	Nomogramm zur Ermittlung des GV-Abbaus	206
7.4.3	Nomogramm zur Ermittlung des Biogasanfalls	207
7.4.4	Nomogramm zur Prognose der CSB-Prozesswasserbelastung	209
7.4.5	Nomogramm zur Prognose der NH ₄ -N-Prozesswasserbelastung	211
7.5	Vergleich von Techniken zur Überschussschlamm-desintegration in Kombination mit der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung	214
7.5.1	Darstellung der Ausgangssituation	214
7.5.2	Zellaufschluss untersuchter Desintegrationsverfahren.....	215
7.5.3	GV-Abbau und Biogasanfall.....	216
7.5.4	Prozesswasserbelastung	220
7.6	Leistungsvermögen der Verfahrenskombination Überschussschlamm- desintegration + anaerob thermophile Schlammstabilisierung	224
7.6.1	Charakteristik der Datenbasis.....	224
7.6.2	GV-Abbau und Biogasanfall.....	225
7.6.3	Prozesswasserbelastung	226
7.6.4	Entwässerungsverhalten	227

7.7	Vergleich der anaerob thermophilen Stabilisierung von unbehandeltem Überschussschlamm mit der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm	228
7.7.1	Charakteristik der Datenbasis.....	228
7.7.2	GV-Abbau und Biogasanfall.....	230
7.7.3	Prozesswasserbelastung	233
7.7.4	Entwässerungsverhalten	235
8	Zusammenfassung.....	235
9	Literaturverzeichnis.....	245

1 Auswirkungen der Entwicklungen des Energiemarktes auf den Kläranlagenbetrieb

Die mit der Industrialisierung verbundenen verstärkten Emissionen von Treibhausgasen (Kohlendioxid, Methan, Distickstoffdioxid, teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe, perfluorierte Kohlenwasserstoffe und Schwefelhexafluorid) führten global zu klimatischen Veränderungen, die weltweit ein Umdenken in der Umweltpolitik bewirkten. Mit dem 2005 in Kraft getretenen Kyoto-Protokoll verpflichteten sich die Unterzeichner, bis 2012 die Gesamtemissionen an Treibhausgasen mindestens auf 95 % der Emissionen von 1990 zu reduzieren, wobei im Rahmen der EU-Verpflichtung die BRD ihren Anteil der Minderung der Treibhausgasemission auf 21 % erklärte. Haupthandlungsfelder stellen die Sektoren Energie, Produktion, Verwendung von Lösemitteln und anderen Erzeugnissen sowie Land- und Abfallwirtschaft dar.

In der BRD wurde 1990 die Emission von Treibhausgasen (CO₂-Äquivalent) zu 81 % durch Kohlendioxid, zu 11 % durch Methan und 7 % durch Distickstoffdioxid bestimmt. Die Emissionen von Teilhalogenierten Fluorkohlenwasserstoffen, Perfluorierten Kohlenwasserstoffen und Schwefelhexafluoriden wiesen bezüglich der Treibhausgasemission mit je 0,3 % einen untergeordneten Stellenwert auf (BMU, 2005). Für die Erreichung der Zielstellungen des Kyoto-Protokolls konzentrieren sich die Aktivitäten auf die CO₂-Emission bestimmenden Bereiche

- Energieerzeugung,
- Industrie,
- Verkehr sowie
- Haushalte und Gewerbe.

Bis 2004 konnten die Treibhausgasemissionen gegenüber 1990 um 18 % (gesamt) bzw. um 12 % (CO₂-Anteil) verringert werden (BMWi und BMU, 2006). Wesentliche Bausteine dieser Entwicklung bildeten die Modernisierung von Kraftwerken, die Sanierung von Gebäuden, die Nutzung klimaneutraler Energieträger sowie die Steigerung der Energieeffizienz.

Die Maßnahmen zur Realisierung der Zielstellungen des Kyoto-Protokolls greifen unmittelbar in die Entwicklungen des Energiemarktes der BRD ein. Weitere den Energiemarkt beeinflussende Aspekte ergeben sich aus der Ressourcenverfügbarkeit und den Bezugskosten der Energieträger.

Die Energieversorgung der BRD ist in hohem Maße vom Energieimport abhängig. Der Importanteil beträgt für Uran 100 %, Mineralöl 97 %, Erdgas 83 % und für Steinkohle 61 %. Lediglich bei Braunkohle und erneuerbaren Energien konnte der Bedarf durch Eigenanteile zu 100 % gedeckt werden. Die Verfügbarkeit der Energieträger wird für Uran auf 70 – 220 Jahre, für Mineralöl 60 – 80 Jahre, für Erdgas auf 70 – 145 Jahre und für Steinkohle auf 95 – 565 Jahre prognostiziert (BMWi und BMU, 2006).

Neben den begrenzten Rohstoffkapazitäten ist global ein steigender Energieverbrauch zu verzeichnen. Gegenüber 1970 hat sich der Energieverbrauch mehr als verdoppelt. Prognosen der Internationalen Energieagentur weisen bis 2030 einen Anstieg des Energiebedarfes um 50 % aus, sofern dieser nicht durch energieeffiziente Maßnahmen gemindert werden kann (2007). Vorrangig sind diese Entwicklungen auf das Wirtschaftswachstum Chinas und Indiens zurückzuführen.

Zwangsläufig führen die begrenzten Rohstoffkapazitäten und der erhöhte Bedarf an Energieträgern zu höheren Bezugskosten. Als Beispiele können die Preisgestaltungen von Strom- bzw. Wärmebezug und Kraftstoff angeführt werden. Gemäß Agentur für erneuerbare Energien erhöhten sich bis 2007 die Kosten des Strom- und Wärmebezuges von Haushalten um 67 % (2000) bzw. 145 % (1997). Für Normalbenzin stieg der Preis von 1995 bis 2007 um 71 %.

Die Importabhängigkeit von Energieträgern und deren weltweite Ressourcenverknappung stellen ungünstige Voraussetzungen für die künftige Energieversorgung der BRD dar. Aus den gegebenen Bedingungen resultieren Gefährdungen der Versorgungssicherheit (Energieträgerbezug aus politisch labilen Förderregionen) und eine hohe Abhängigkeit von der Entwicklung der Bezugskosten für zu importierende Energieträger. Ziel der Bundesregierung ist eine Neuordnung des Energiemarktes, so dass er die Versorgungssicherheit gewährleistet und verträgliche Energiekosten garantiert. Gleichzeitig soll mit der Neuordnung des Energiemarktes eine Minimierung der Emission von Treibhausgasen erreicht werden. Zentrale Bausteine des künftigen Energiemarktes bilden die verstärkte Nutzung erneuerbarer Energien und die Realisierung einer höheren Energieeffizienz.

In dem vom BMU (2008) publizierten Leitszenario zur Entwicklung der Nutzung der Erneuerbaren Energien wird die strukturelle Wandlung der genutzten Energieressourcen deutlich. Während 2007 der Anteil der erneuerbaren Energien an der Gesamtstrom- und

Wärmeerzeugung der BRD 12 % bzw. 6 % betrug, wird für 2050 ein Anteil der erneuerbaren Energien an der Gesamtstrom- und Wärmeerzeugung von 87 % bzw. 48 % erwartet. Die größten Entwicklungspotenziale erneuerbarer Energien werden im Bereich der Windkraft, Geothermie, Solarthermie und Biomassenutzung gesehen. Gleichzeitig kann aus der Studie geschlussfolgert werden, dass die künftige Energieversorgung nur durch die Nutzung aller verfügbaren Energiequellen gesichert werden kann. Eine alleinige Energiequelle (z.B. Kernfusion oder Atomkraft) kann in absehbarer Zeit dem künftigen Energiebedarf nicht genügen.

Die bei der Neuordnung des Energiemarktes zu implementierende Energieeffizienz verlangt einen sparsamen Einsatz und eine effektive Nutzung der zur Verfügung stehen Energieressourcen. Maximen bilden die Beschränkung des Energiebedarfes auf ein minimal erforderliches Niveau sowie die Anwendung von Techniken und Technologien, die den Energieeinsatz optimal ausnutzen. Aktuelle Spannungsfelder der zu realisierenden Energieeffizienz werden u.a. durch die Entwicklung von Niedrigenergiefahrzeugen (Dreiliterauto), den Bau von Niedrigenergiehäusern und die Modernisierung von Kraftwerken repräsentiert.

Die dargestellten Tendenzen des Energiemarktes sind beim Betrieb von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen ebenfalls identifizierbar. Auf Grund der für den Klimaschutz, die Ressourcenverfügbarkeit und die Energiekosten aufgezeigten Szenarien wird das Energiemanagement bei der Betriebsführung von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen an Bedeutung gewinnen, wobei die Maßnahmen des Energiemanagements mit den grundlegenden Zielen des Abwasser- und Schlammbehandlung abgestimmt werden müssen. In Analogie der Entwicklungen des Energiemarktes wird sich das künftige Energiemanagement von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen durch die Nutzung eines breiten Energiespektrums und den Einsatz energieeffizienter Betriebsführungen, Techniken und Technologien auszeichnen.

Die Sicherung der Energieversorgung von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen kann durch eine Splittung des Energiebezuges auf die Ressourcen Strom, Gas, Heizöl, Fernwärme, Biogas, Solarenergie, Wasserkraft, Windkraft, Abwasserwärme und Geothermie erreicht werden. Strom, Gas, Heizöl und Fernwärme dokumentieren den Fremdbezug von Energieträgern. Für diese Ressourcen ist im Rahmen der Anbieterauswahl die Versorgungssicherheit zu spezifizieren. Die weiteren Energieträger wie Biogas, Solarenergie, Wasserkraft, Windkraft, Abwasserwärme und Geothermie eröffnen Möglichkeiten der Eigenenergieversorgung. In diesem Zusammenhang ist zu konstatieren, dass eine Energieautarkie von Kläranlagen in

Allgemeinem nicht erreicht werden kann. Die größten Verbesserungen werden durch die Implementierung einer anaeroben Schlammstabilisierung und der damit verbundenen Biogasnutzung erzielt. Die anderen erneuerbaren Energien sollten bei nachgewiesener Wirtschaftlichkeit oder Klimarelevanz ebenfalls erschlossen werden, obwohl ihr Beitrag zur Energieträgersplittung aus energetischer Sicht gering ist.

Die im Energiemanagement angestrebte Effizienz von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen wird durch die realisierten Technologien, die installierten Techniken und die praktizierten Betriebsführungen bestimmt. Mit der Planung und dem Bau einer Kläranlage wird die Technologie der Abwasser- und Schlammbehandlung über einen großen Zeitraum festgelegt, so dass die Technologie ein weitreichendes, starres Optimierungspotenzial des Energiemanagements darstellt. Diese Optimierungsmöglichkeiten bestehen überwiegend in den Phasen des Neubaus bzw. einer grundlegenden Erneuerung bzw. Erweiterung von Kläranlagen. Mit einem Anschlussgrad von 93,9 % ist die Abwasser- und Schlammbehandlung in der BRD an vorhandene Technologien gebunden, wodurch in diesem Bereich erst mittelfristig Optimierungen vorgenommen werden können (Statistisches Bundesamt, 2006). Die installierten Techniken und praktizierten Betriebsführungen repräsentieren ein kurzfristiges Optimierungspotenzial des Energiemanagements von Kläranlagen, so dass sich die Anstrengungen der Betreiber auf diese Gebiete konzentrieren. Gemäß Studie des BMU (2008) werden diesbezügliche Energieoptimierungspotenziale beim Stromverbrauch mit 40 %, beim Wärmebedarf mit 10 % und bei der Biogaserzeugung und -verwertung mit 50 % gesehen. Nachfolgend wird für die Abwasser- und Schlammbehandlung ein Überblick wesentlicher Optimierungspotenziale des Stromverbrauches, des Wärmebedarfes sowie der Biogaserzeugung und -verwertung gegeben.

Optimierungspotenziale beim Stromverbrauch von Kläranlagen

Der Stromverbrauch von Kläranlagen wird überwiegend durch die Aufwendungen für die Belüftung der biologischen Abwasserbehandlung, für den Betrieb von Pumpwerken und Mischaggregaten und für die Belüftung von Sandfängen bestimmt. Bei verfahrenstechnischer Realisierung zählen Filtration, Klärschlamm Trocknung und -verbrennung ebenfalls zu den elektrischen Großverbrauchern. Weitere elektrische Verbraucher wie z.B. Rechen, Rechengutpresse, Sandklassierung bzw. -wäsche, Räumsysteme der Vor- und Nachklärbecken, Chemikaliendosierung sowie Maschinen der Voreindickung und Schlammentwässerung stellen ein deutlich geringeres Potenzial zur Energieoptimierung dar.

Die energetischen Optimierungen der gebräuchlichen elektrischen Großverbraucher fokussieren sich im Rahmen der maschinentechnischen Erneuerung von:

- Belüftungssystemen der biologischen Abwasserbehandlung
 - auf die Wahl der Belüfterelemente
 - auf die Anordnung der Belüfterelemente,
 - auf die Auswahl der Gebläse und
 - auf die Implementierung einer Gleitdruckregelung.
- Pumpwerken
 - auf die Auswahl des Pumpentyps,
 - auf die Wahl des Laufrades,
 - auf die Überprüfung der Pumpen und Rohrleitungsbemessung und
 - auf die Ausrüstung mit energieeffizienten Motoren.
- Mischaggregaten
 - auf die Wahl des Rührwerkstyp,
 - auf die Größe der benötigten Energiezufuhr,
 - auf die Ausführung der Beckengeometrie und
 - auf die Ausrüstung mit energieeffizienten Motoren.

Bei betrieblichen Anpassungen konzentrieren sich die energetischen Optimierungen der typischen elektrischen Großverbraucher für:

- Belüftungssysteme der biologischen Abwasserbehandlung
 - auf die Wahl einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -geführten Belüftungsregelung,
 - auf die Festlegung zulässiger Luftbeaufschlagungen von Belüfterelementen,
 - auf die Reinigung der Belüfterelemente und
 - die Vorgabe des betrieblichen Schlammalters der Abwasserbehandlung.

- Pumpwerke
 - auf die Festlegung des Regelungsverhaltens (konstante bzw. durchflussproportionale Förderung, Rezirkulationsraten, Pumpenstaffelung, Vordruck bzw. Saughöhe) und
 - auf eine qualitätsgerichtete Instandhaltung (Laufrad- bzw. Rotor/Stator-Wechsel).
- Mischaggregate
 - auf die Änderung der eingesetzten Anzahl und Typen
 - auf die Wahl von Durchmischungszyklen bzw. Umwälzraten.

Optimierungspotenziale beim Einsatz von Prozesswärme auf Kläranlagen

Im Gegensatz zur Stromversorgung, die bei allen Prozessen der Abwasser- und Schlammbehandlung benötigt wird, erfolgt ein nennenswerter Wärmeeinsatz nur auf Kläranlagen, auf denen solche Verfahren wie Faulung, Klärschlamm Trocknung und –verbrennung durchgeführt werden. Entsprechend der Feststellung des BMU (2008) ist das energetische Optimierungspotenzial des Wärmeeinsatzes auf Kläranlagen mit 10 % als gering zu bewerten. Auf Kläranlagen mit thermischen Stufen kann der optimale Wärmeeinsatz deutlich zu deren Gesamteffektivität beitragen.

Optimierungspotenziale der Biogasproduktion und -verwertung auf Kläranlagen

Das bei der anaeroben Schlammstabilisierung produzierte Biogas stellt für den Kläranlagenbetreiber das zentrale Element bei der Erschließung von erneuerbaren Energieträgern dar. In Abhängigkeit der Art der Biogasverwertung können die Strom- und Wärmebezugskosten von Abwasser- und Schlammbehandlungsanlagen minimiert bzw. wirtschaftliche Erlöse erzielt werden. Aus diesem Grund fokussieren die Kläranlagenbetreiber ihre Optimierungsbemühungen einerseits auf Maßnahmen zur Erhöhung der Biogasproduktion und andererseits auf Möglichkeiten einer effizienten Biogasverwertung.

Wesentliche betriebliche Optimierungspotenziale der Erhöhung der Biogasproduktion anaerober Schlammstabilisierungen bilden:

- die Beeinflussung der Klärschlammqualität und -menge durch
 - Variation der Vorklärzeit und
 - Anpassung des Schlammalters der biologischen Abwasserbehandlung.
- die Veränderung von Betriebsparametern der anaeroben Schlammstabilisierung wie
 - Faulraumtemperatur,
 - Hydraulische Verweilzeit,
 - Umwälzregime,
 - Art der Beschickung und
 - Zugabe von Nährstoff- und/oder Enzympräparaten sowie
- die Realisierung einer Co-Fermentation sofern keine besonderen technischen Anforderungen an die Aufbereitung der Co-Substrate bestehen bzw. keine erweiterten gesetzlichen Anforderungen an die Verbringung der anaerob stabilisierten Gemische zu erfüllen sind.

Das Erschließen von Optimierungspotenzialen zur Erhöhung der Biogasproduktion bzw. zur Verbesserung der Biogasverwertung erfordert meist eine Anhebung des Niveaus der maschinentechnischen Ausrüstung. Im Einzelnen bestehen die technischen Mittel zur Erhöhung der Biogasproduktion:

- in der Implementierung von Desintegrationsverfahren zur Verbesserung der anaeroben Abbaubarkeit organischer Stoffe bzw. zur Verkürzung der Faulzeit und
- in der Realisierung einer Co-Fermentation bei besonderen technischen Anforderungen an die Aufbereitung der Co-Substrate bzw. erweiterten gesetzlichen Anforderungen an die Verbringung der anaerob stabilisierten Gemische.

Im Rahmen der Effizienzsteigerung der Biogasverwertung konzentrieren sich die Optimierungen auf die Auswahl geeigneter Verwertungstechniken wie:

- Heiz- oder Dampfkessel zur effizienten Bereitstellung der Prozesswärme und
- BHKW, Brennstoffzelle, Mikrogasturbine oder Stirlingmotor als Aggregate für die Stromerzeugung unter Nutzung der Wärme- Kraft- Kopplung.

2 Zielsetzung der Arbeit

Beim Kläranlagenbetrieb, dessen Hauptaufgabe nach wie vor die Erfüllung der qualitativen und quantitativen Forderungen des Gewässerschutzes ist, wird künftig das Energiemanagement wegen der in Kapitel 1 beschriebenen Entwicklungen des Energiemarktes an Bedeutung gewinnen. Als zentrale Elemente der Energiemanagements sind die Nutzung eines breiteren Spektrums an Energieträgern und -anbietern sowie der Einsatz energieeffizienter Betriebsführungen, Techniken und Technologien anzusehen.

Eine Möglichkeit betriebstechnischer Optimierungen besteht in der Anwendung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung. Seit 10 – 15 Jahren wird intensiv auf diesem Gebiet geforscht, ohne dass allgemeingültige Aussagen über die Möglichkeiten der Desintegration ermittelt werden konnten. Dieser unbefriedigende Zustand wurde auch in den jüngsten Diskussionen zum Einsatz der Klärschlamm-desintegration in Kombination mit der anaeroben Schlammstabilisierung deutlich (Roediger, 2009; Kapp, 2009; Kübler, 2009 und Neis, 2009).

Anlässlich der dargestellten Sachlage und eigener Forschungsarbeiten auf dem Gebiet der Klärschlamm-desintegration entstand die Idee zur vorliegenden Arbeit. Folgende Zielstellungen werden mit der Arbeit im Detail verfolgt.

Darstellung der durch anaerob mesophile Stabilisierung von kommunalen Klärschlämmen erschließbaren Biogaspotenziale

Ausgangspunkt der Arbeit bildet eine Beurteilung der durch die anaerob mesophile Stabilisierung von kommunalen Klärschlämmen erschließbaren Biogaspotenziale. Die Ergebnisse zeigen das Leistungsvermögen anaerob mesophiler Schlammstabilisierungen auf und ermöglichen einen Vergleich mit der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung. In der Literatur sind zahlreiche Untersuchungen zur anaerob mesophilen Schlammstabilisierung belegt, ohne dass die Einflüsse der Schlammqualität grundlegend aufgezeigt wurden. Auf Basis vorliegender Ergebnisse und theoretischer Überlegungen wird das bei der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung von kommunalen Klärschlämmen erschließbare Biogaspotenzial in Abhängigkeit der Verfahrensführung der Abwasserbehandlung prognostiziert. Insbesondere werden Einflüsse der mechanischen Vorbehandlung und des Schlammalters berücksichtigt.

Überblick zur Literatur – Darstellung des aktuellen Standes der Untersuchungen

In einer Literaturlauswertung zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung werden einerseits die publizierten Ergebnisse aufgezeigt. Andererseits werden die zu Grunde liegenden experimentellen Untersuchungen im Hinblick auf die Versuchsdurchführung (Vergleichsreaktor, kontinuierlicher Betrieb), Variation möglicher Einflussfaktoren (Zellaufschluss, Klärschlammqualität, Betriebsparameter der anaerob mesophilen Stabilisierung) dokumentiert. Die so gewonnenen Informationen ermöglichen zum einen die Bewertung des aktuellen Standes der Forschung und bilden zum anderen die Basis der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Analysen.

Eigene Untersuchungen - Erweiterung der Datenbasis

Die veröffentlichten Versuchsergebnisse zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile bzw. anaerob thermophile Schlammstabilisierung stellen Einzelfallbetrachtungen dar. Eine solche Datenbasis erwies sich für grundlegende Auswertungen als unzureichend. Mit Hilfe eigener Untersuchungen wurde die Datenbasis erweitert, so dass eine umfassende Bewertung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile bzw. anaerob thermophile Schlammstabilisierung erfolgen kann. Speziell werden in diesem Zusammenhang gezielte Untersuchungen zu variierenden Klärschlammqualitäten, Milieubedingungen der anaeroben Stabilisierung (Verweilzeit, Temperatur) und Desintegrationsverfahren (mechanisch, niederthermisch) durchgeführt. In Auswertung der Literaturergebnisse wurde die Arbeit auf die Überschussschlammdesintegration konzentriert.

Bewertung des Einflusses der Desintegration auf die anaerobe Stabilisierung von aufgeschlossenen Überschussschlämmen

Zentrales Anliegen dieser Arbeit ist eine grundlegende Einschätzung des Einsatzes der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Stabilisierung zur Behandlung von Überschussschlämmen.

Insbesondere wird das Leistungsvermögen der Desintegration in Bezug auf die anaerob mesophile Stabilisierung von Überschussschlämmen charakterisiert, wobei nach den Einflüssen des Zellaufschlusses, der Milieubedingungen der anaeroben Stabilisierung und der Überschussschlammqualität unterschieden wird.

Anhand dieser Ergebnisse wird eine Kalkulationsgrundlage für planerische Überlegungen zum Einsatz der Überschussschlammdesintegration in Kombination mit der anaerob

mesophilen Stabilisierung erstellt. Im Einzelnen ermöglichen diese Arbeiten zuverlässige Prognosen des GV-Abbaus, des Biogasanfalls, der CSB- und der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung.

Neben einer grundsätzlichen Einschätzung des Leistungsvermögens der Kombination von Desintegrationsverfahren + anaerob mesophiler Schlammstabilisierung wird eine verfahrensspezifische Auswertung durchgeführt. Auf Grund des ausgewiesenen Leistungsvermögens einzelner Desintegrationstechniken kann diese Auswertung zur Auswahl des bevorzugten Verfahrens genutzt werden, wobei weitere Auswahlkriterien wie z.B. Investitionskosten, Zellaufschluss, aufschlusspezifischer Energiebedarf und Betriebssicherheit zu berücksichtigen sind.

Die Untersuchungen zum Einsatz der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung verdeutlichen Möglichkeiten der Steigerung des anaeroben Abbauverhaltens mechanisch bzw. thermisch aufgeschlossener Überschussschlämme. Die Änderungen beim organischen Abbau werden allgemein über Summenparameter beschrieben. Ob der organische Abbau durch die Desintegration generell oder stoffspezifisch verändert wird, ist unbekannt. In diesem Zusammenhang soll untersucht werden, in wiefern die Desintegration eine differenzierte Wirkung auf das anaerobe Abbauverhalten der im Überschussschlamm enthaltenen Stoffgruppen Fette, Kohlenhydrate und Eiweiße besitzt.

Bisher erfolgten Untersuchungen zur Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung fast ausschließlich im mesophilen Temperaturbereich. Im Rahmen dieser Arbeit werden gesicherte Erkenntnisse zur Einsatzmöglichkeit der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob thermophile Schlammstabilisierung ausgewiesen.

Der anaerobe Abbau von Überschussschlämmen wird maßgeblich durch die Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung beeinflusst. Wesentliche Parameter sind die hydraulische Verweilzeit und die Reaktortemperatur. Im Rahmen dieser Arbeit wird die mögliche Einflussnahme einer Desintegration auf diese Parameter untersucht. Untersuchungen zur hydraulischen Verweilzeit erlauben eine Einschätzung, in wieweit die Desintegration eine Verweilzeitverkürzung gestattet, ohne dass es zu Änderungen des organischen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen kommt. Auf dieser Grundlage kann die Eignung der Desintegration für die Sanierung überlasteter Faulbehälter bewertet werden.

Untersuchungen zum Einfluss der Reaktortemperatur belegen, in wieweit allein durch die Wahl der Temperatur im Anaerobreaktor ein ähnlicher organischer Abbau von Überschussschlamm wie durch die Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung erzielt werden kann.

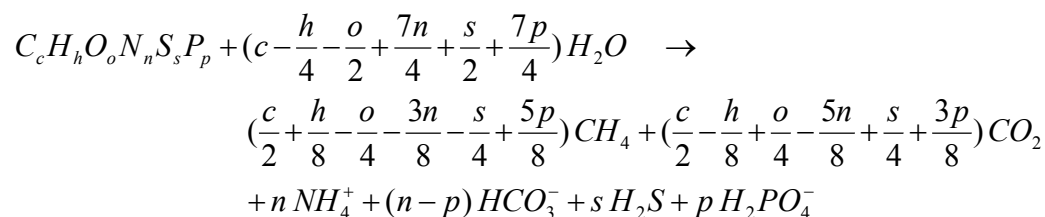
3 Biogaspotenziale kommunaler Klärschlämme

3.1 Charakterisierung von Biogaspotenzialen kommunaler Klärschlämme auf Basis stofflicher Elementaranalysen bzw. des CSB

3.1.1 Grundlagen der Biogaspotenzialabschätzung

Ausgehend von der stofflichen Zusammensetzung organischer Verbindungen ermöglicht Gleichung 1 eine Quantifizierung der bei vollständigem anaerobem Abbau auftretenden Reaktionsprodukte (Roediger et al., 1990). Die Biogaszusammensetzung wird wesentlich von den in den organischen Verbindungen enthaltenen Frachtkomponenten des Kohlenstoffs, Wasserstoffs, Sauerstoffs, Stickstoffs, Schwefels und Phosphors bestimmt.

Gleichung 1: Anaerober Abbau organischer Verbindungen (Roediger et al., 1990)



Im Allgemeinen ist die stoffliche Zusammensetzung von Klärschlämmen nicht bekannt, so dass zur Bewertung des in den Klärschlämmen enthaltenen Biogaspotenzials auf Erfahrungswerte zurückgegriffen werden muss. Tabelle 1 gibt einen Überblick der auf Basis der stofflichen Zusammensetzung kommunaler Überschuss- und Mischschlämme ermittelten Biogaspotenziale. Dargestellt sind die publizierten Originaldaten zur molaren Zusammensetzung, für die von den einzelnen Autoren unterschiedliche Gesamtmengen zu Grunde gelegt wurden. Für Primärschlämme sind keine Angaben zur stofflichen Zusammensetzung bekannt.

Während in Überschussschlämmen ein Biogaspotenzial von 427 – 543 l CH₄/kg GV bzw. 684 – 840 l Biogas/kg GV enthalten ist, weisen Mischschlämme ein Biogaspotenzial von 463 – 613 l CH₄/kg GV bzw. 822 – 1.026 l Biogas/kg GV auf. Roediger et al. (1990) bestätigen diese Wertebereiche. Für Überschuss- bzw. Primärschlämme erwarten sie Biogaspotenziale von 700 – 800 l Biogas/kg GV bzw. 900 – 1.000 l Biogas/kg GV. Aus Mischungs-

verhältnissen von Primär- und Überschussschlämmen von 0,8 – 1,3 resultieren Biogaspotenziale der Mischschlämme von 800 – 900 l Biogas/kg GV.

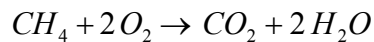
Gegenüber der stofflichen Elementaranalyse ist der CSB bei der Charakterisierung von Klärschlämmen eine gebräuchliche und einfach zu bestimmende Größe. Unter Vernachlässigung bzw. Korrektur der Querempfindlichkeiten der CSB-Bestimmung (z.B. Nitrit, Iodid, Chlorid, Sulfit bzw. Sulfid) kann die CSB-Messung zur Charakterisierung der organischen Fracht von Klärschlämmen genutzt werden.

Tabelle 1: Biogaspotenziale kommunaler Klärschlämme in Abhängigkeit der stofflichen Zusammensetzung

Quelle	Elementarzusammensetzung						CH ₄	Biogas
	C	H	O	N	S	P		
	[mol]						[l/kg GV]	
Überschussschlamm								
Roediger et al. (1992)	106	180	45	16		1	543	840
Mc Kinney (1962)	5	7	2	1			496	793
Mc Carty (1965)	5	9	3	1			427	684
Überschuss- und Primärschlamm								
Baten (1996)	46,2	76	19,4	3,0	0,5		594	968
	43,5	63,0	20,1	4,5	1,0		508	874
	44,2	78,0	19,6	4,6	0,4		562	885
	42,0	74,0	20,8	5,3	0,5		514	822
	43,0	51,0	22,4	3,9	0,7		463	877
	47,5	75,0	20,2	1,7	0,3		613	1.026

Nach Gleichung 1 wird der organische Anteil von Klärschlämmen beim vollständigen anaeroben Abbau in Methan, Kohlendioxid, Ammonium, Hydrogenkarbonat, Schwefelwasserstoff und Hydrophosphat überführt. Inhaltsstoffe des CSB werden durch den anaeroben Abbau von Klärschlämmen in Methan und Schwefelwasserstoff umgesetzt. Durch Vernachlässigung bzw. Korrektur des Einflusses von Schwefelwasserstoff kann das Biogaspotenzial durch das CSB-Äquivalent des Methans ausgedrückt werden (Svardal, 1991). Gemäß der Stöchiometrie der Methanverbrennung (Gleichung 2) entsprechen 0,25 kg bzw. 350 NL Methan 1 kg CSB (Roediger et al., 1990).

Gleichung 2: Verbrennung Methan



Im Umkehrschluss werden durch bekannte CSB-Frachten von Primär- und Überschussschlämmen Abschätzungen des in den Klärschlämmen enthaltenen Biogaspotenzials als Methanfracht ermöglicht. Nachfolgend werden diese Potenziale dargestellt.

3.1.2 Theoretisches Biogaspotenzial von Primärschlamm

Die in der Vorklärung als Primärschlamm abgeschiedenen CSB-Frachten werden im Wesentlichen durch die Oberflächenbeschickung, die Turbulenz (Reynoldszahl), die Stabilität der Strömung (Froudezahl) und die Vorklärzeit bestimmt (ATV-DVWK, 2003). Gemäß ATV Arbeitsblatt A 131 (1991) werden nach 0,5 h, 1,0 h bzw. 1,5 h Vorklärzeit in den Primärschlamm 20 g CSB/(EW · d), 30 g CSB/(EW · d) sowie 40 g CSB/(EW · d) aufgenommen. In der Novellierung des Arbeitsblattes (ATV-DVWK, 2000) wird nur noch zwischen zwei Bemessungsfällen unterschieden. Hiernach betragen die Primärschlammankünfte für 0,75 h bzw. 1,75 h Vorklärzeit 30 g CSB/(EW · d) bzw. 40 g CSB/(EW · d). Zusätzlich können diese Frachten durch eine chemische Vorfällung auf 40 – 50 g CSB/(EW · d) erhöht werden (Ghyoot und Verstraete, 1997).

Abbildung 1 zeigt den Einfluss der Vorklärzeit auf die im Primärschlamm enthaltenen Biogaspotenziale. Sie basieren auf einer CSB-Zulauffracht von 120 g/(EW·d) und den im ATV bzw. ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131 (1991 bzw. 2000) für verschiedene Vorklärzeiten angegebenen CSB-Eliminationsleistungen. Verminderungen der CSB-Zulauffracht durch Rechen und Sandfang wurden bei dieser Betrachtung nicht berücksichtigt, so dass die Biogaspotenziale von Primärschlämmen leicht überschätzt werden. Für minimale CSB-Eliminationsleistungen von Rechen- und Sandfang stellen die in Abbildung 1 ermittelten Biogaspotenziale Maximalwerte von Primärschlämmen dar. Kurze Vorklärzeiten (0,75 h) fixieren in Primärschlämmen ein Biogaspotenzial von 10,5 NI CH₄/(EW·d). Maximal werden in Primärschlämmen Biogaspotenziale bis 14,0 NI CH₄/(EW·d) erreicht (1,75 h Vorklärzeit).

Eine Umrechnung des als Methanfracht ausgedrückten Energiepotenzials in anfallendes Biogasvolumen ist mit Unsicherheiten verbunden (60 – 65 % CH₄); Kapp (1984), Lützner et al. (1997). Ursache ist die schwankende stoffliche Zusammensetzung von Primärschlämmen (Eiweiß-, Fett- und Kohlenhydratanteil), die bei der anaeroben Stabilisierung zu variierenden Methankonzentrationen führt. Für die angenommenen Methankonzentrationen resultieren für

Primärschlämme Biogaspotenziale von 16,2 – 17,5 NI/(EW·d) (0,75 h Vorklärzeit) bzw. 21,5 – 23,3 NI/(EW·d) (1,75 h Vorklärzeit).

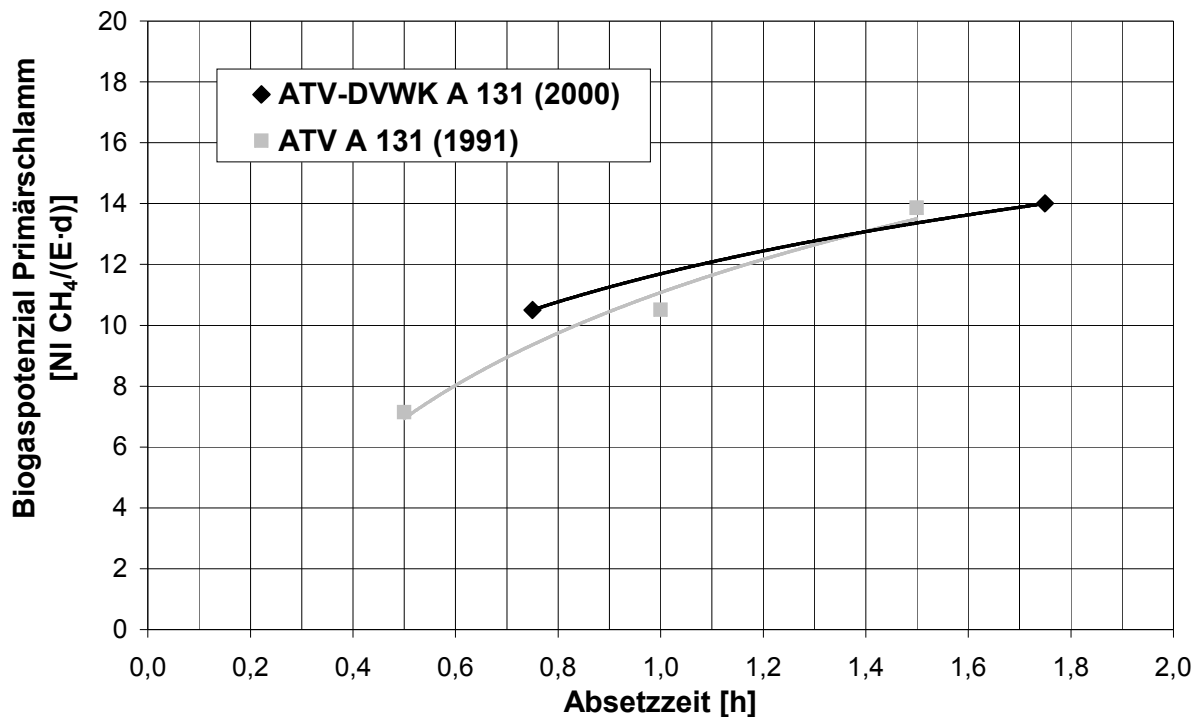


Abbildung 1: Einfluss der Vorklärzeit auf im Primärschlamm enthaltene Biogaspotenziale

3.1.3 Theoretisches Biogaspotenzial von Überschussschlamm

Die in der biologischen Abwasserbehandlung als Überschussschlamm abgeschiedenen CSB-Frachten werden im Wesentlichen durch den Grad der mechanischen Abwasserbehandlung und den daraus resultierenden CSB- bzw. BSB₅- sowie AFS-Zulaufmengen der biologischen Abwasserbehandlung, die Abwassertemperatur und das betriebliche Schlammalter bestimmt. Für die nachfolgenden Betrachtungen werden die Einflüsse der mechanischen Abwasserbehandlung und der Abwassertemperatur eingegrenzt.

Abgrenzung der Einflüsse der mechanischen Abwasserbehandlung auf die Überschussschlammproduktion

Für die Ermittlung der Überschussschlammproduktion biologischer Abwasserbehandlungsanlagen wird in Verfahrensführungen ohne bzw. mit Vorklärung unterschieden. Um den Einfluss der Betriebsführung von Vorklärbecken zu verdeutlichen, werden diese nach der Verweilzeit (0,75 h bzw. 1,75 h) unterschieden. Folgende Verfahrensführungen der Abwasserbehandlung werden durch diese Festlegungen erfasst:

- kurze Vorklärung + biologische Abwasserbehandlung (0,75 h + BB),
- lange Vorklärung + biologische Abwasserbehandlung (1,75 h + BB),
- simultane aerobe Abwasser- und Schlammbehandlung (S).

Aus den gewählten Verfahrensführungen ergibt sich die Staffelung der CSB- bzw. BSB₅- sowie AFS-Zulauffrachten, die Einfluss auf die Überschussschlammproduktion haben (Tabelle 2).

Tabelle 2: Zulauffrachten der biologischen Abwasserbehandlung in Abhängigkeit ausgewählter Verfahrensführungen der Abwasserbehandlung (ATV-DVWK A 131, 2000)

Verfahren	CSB	AFS	BSB ₅
	g / (EW · d)		
0,75 h VK + BB	90	35	45
1,75 h VK + BB	80	25	40
S	120	70	60

Abgrenzung der Einflüsse der Abwassertemperatur auf die Überschussschlammproduktion

Die Temperatur des Abwassers wird von klimatischen Gegebenheiten, von kommunalen, industriell/gewerblichen, niederschlagsbedingten Einleitungen und vom Fremdwasseranfall bestimmt. Für die Verhältnisse der BRD können im Jahresgang Abwassertemperaturen zwischen 10 – 20 °C erwartet werden. In Extremfällen erweitert sich der Temperaturbereich des Abwassers auf 5 – 25 °C. Für die nachfolgenden Betrachtungen wird von einer Abwassertemperatur von 15°C ausgegangen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass höhere Abwassertemperaturen (20 °C) zu einer kleineren und geringere Abwassertemperaturen (10 °C) zu einer größeren Überschussschlammproduktion führen. Abwassertemperaturen von 10 °C bzw. 20 °C bewirken gegenüber den für 15 °C ausgewiesenen Werten eine um 4 – 8 % erhöhte bzw. verminderte Überschussschlammproduktion, die der Schwankungsbreite der in den Überschussschlämmen fixierten Biogaspotenziale entspricht (Hartwig, 1993).

Einflüsse des Betriebsschlammalters auf die Überschussschlammproduktion

Die Eingrenzungen der mechanischen Abwasserbehandlung und der Abwassertemperatur ermöglichen eine detaillierte Betrachtung der Wirkungen des Betriebsschlammalters auf die in Überschussschlämmen fixierten CSB-Frachten bzw. Biogaspotenziale. Diese Zusammenhänge können mit Hilfe CSB-basierter Simulationsmodelle wie das Activated Sludge Model

1 – 3 bzw. einer CSB-Modifikation der Überschussschlammproduktion nach ATV A 131 (Hartwig, 1993) beschrieben werden.

CSB-basierte Simulationsmodelle wie das Activated Sludge Model 1 – 3 weisen die organische Überschussschlammproduktion direkt als CSB-Fracht aus. Der anorganische Überschussschlammanteil muss gesondert bilanziert werden. Die Anwendbarkeit CSB-basierter Simulationsmodelle setzt detaillierte Kenntnisse der stofflichen Fraktionierung des Zulaufes, der reaktionskinetischen Milieubedingungen und der Prozessführung voraus. Infolge zahlreicher Simulationsuntersuchungen steht ein fundierter Erfahrungsbereich der Modellparameter zur Verfügung, wodurch orientierende Simulationen ermöglicht werden. Detailaussagen der Simulationsrechnung erfordern messtechnische Ermittlungen bzw. Kalibrierungen und Verifizierungen einzelner Modellparameter. Wesentliche Kenngrößen der Modellierung der Überschussschlammproduktion stellen die Parameter der

- Zulauffraktionierung – Unterteilung in gelöste und partikuläre Bestandteile (leicht abbaubar, langsam abbaubar, inert)
- Reaktionskinetik – Hydrolysekonstanten (leicht und langsam abbaubarer Fraktionen), Ertragskoeffizienten (autotroph, heterotroph), Halbsättigungskonzentrationen (O_2 , NO_3-N , NH_4-N), Wachstums- und Sterberaten (Heterotrophier, Autotrophier) und
- Prozessführung – Schlammalter, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffkonzentrationen, Rezirkulation, Rücklaufschlammverhältnis, Reaktorvolumina (aerob, anoxisch, anaerob) dar.

Auf Grund des erforderlichen Simulationsumfanges und fehlender Möglichkeiten der Parameterbestimmung, -kalibrierung bzw. -verifizierung wird im Rahmen dieser Arbeit auf eine modelltechnische Ermittlung der in Überschussschlämmen fixierten CSB-Frachten bzw. Biogaspotenziale verzichtet.

Eine weitere Möglichkeit der Bestimmung der in den Überschussschlämmen fixierten CSB-Frachten bzw. Biogaspotenziale stellt die CSB-Modifikation der Überschussschlammproduktion nach ATV-DVWK A 131 dar (2000). Diese Modifikation wird durch eine Umrechnung der organischen Überschussschlammfracht in ein CSB-Äquivalent erreicht. Dabei werden Kenntnisse der Feststofffracht, der anorganischen Frachtanteile sowie der CSB/GV-Verhältnisse von Überschussschlämmen vorausgesetzt. Nachfolgend werden die zu

berücksichtigenden Feststofffrachten, anorganischen Frachtanteile und CSB/GV-Verhältnisse von Überschussschlämmen charakterisiert.

Ermittlung des Überschussschlammanfalls

Gleichung 3 verdeutlicht die nach Hartwig (1993) bestehenden Zusammenhänge der Überschussschlammproduktion infolge Kohlenstoffelimination, die in das Arbeitsblatt ATV-DVWK A 131 (2000) übernommen wurden. Überschussschlammanteile aus den Reaktionen der chemischen Phosphatelimination, der Nitrifikation bzw. einer möglichen Denitrifikation mit externen Kohlenstoffquellen werden nicht berücksichtigt.

Gleichung 3: Überschussschlammanfall infolge Kohlenstoffelimination (Hartwig, 1993)

$$\dot{U}S = 0,75 + 0,6 \cdot \frac{TS_{ZB}}{BSB_{5,ZB}} - \frac{(1 - 0,2) \cdot 0,17 \cdot 0,75 \cdot f_T}{\frac{1}{t_{TS}} + 0,17 \cdot f_T} \quad [kg \text{ TS} / kg \text{ BSB}_{5,ZB}]$$

Auf Grund ihres anorganischen Charakters bleibt das Biogaspotenzial von Überschussschlämmen durch die Reaktionsprodukte der Phosphatfällung unbeeinflusst. Infolge der Phosphatfällung kommt es lediglich zu einer Erhöhung der mineralischen Überschussschlammfracht. Unter Berücksichtigung der Phosphatinkorporation der Biomasse und der zur Einhaltung gesetzlicher Überwachungswerte notwendigen betrieblichen P_{ges} -Ablauffrachten ($0,7 - 1,4 \text{ mg } P_{ges}/l$) müssen bis zu $0,3 - 1,1 \text{ g P/(E} \cdot d)$ chemisch gefällt werden. In Abhängigkeit der verwendeten Fällmittel (Eisen, Aluminium, Kalk) ist eine zusätzliche Überschussschlammproduktion bis zu $6 - 8 \text{ g TS/(E} \cdot d)$ zu erwarten.

Für nitrifizierende Kläranlagen kann bei einer durchschnittlich zu oxidierenden NH_4 -N-Fracht von $7,7 - 9,2 \text{ g } NH_4\text{-N/(E} \cdot d)$ (Biomasseinkorporation $0,02 - 0,025 \cdot C_{CSB,ZB}$ (Kayser, 2001); organische Stickstofffracht Kläranlagenablauf $0,2 - 0,3 \text{ g N/(E} \cdot d)$) von einer nitrifikationsbedingten Überschussschlammproduktion von $1,3 - 1,6 \text{ g TS/(E} \cdot d)$ ausgegangen werden ($0,17 \text{ g TS/g } NH_4\text{-N}$ (Bever et al., 1995)).

Die aus einer Denitrifikation mit externen Kohlenstoffquellen resultierende Überschussschlammproduktion wird durch die eingesetzten Kohlenstofffrachten und -arten bestimmt. Barjenbruch et al. (1998) geben einen Überblick des für verschiedene Substrate zu erwartenden Überschussschlammanfalls (Tabelle 3).

Tabelle 3: Überschussschlammanfall bei der Denitrifikation mit externen C-Quellen (Barjenbruch et al., 1998)

Substrat	Schlammanfall	
	[g TS/g NO ₃ -N _{DN}]	[g TS/g CSB _{DN}]
Methanol	0,53	0,14
Ethanol	0,82	0,20
Essigsäure	0,55	0,15
Natriumacetat	0,55	0,15
Glucose	0,4	0,11
Acetol-20	0,73	0,16
Acetol-100	0,82	0,14
ALKOTAT-40	0,73	0,28

In stickstoffeliminierenden Kläranlagen werden unter Berücksichtigung der Stickstoffinkorporation der Biomasse und der zur Einhaltung gesetzlicher Überwachungswerte notwendigen betrieblichen NO₃-N-Ablaufsrchten (5 – 10 mg NO₃-N/l) 5,8 – 8,8 g NO₃-N/(E·d) denitrifiziert. Bei einer durchschnittlichen Zusammensetzung des kommunalen Abwassers ist der für die Denitrifikation benötigte Einsatz externer Kohlenstoffquellen gering. Die Zugabe externer Kohlenstoffquellen ist überwiegend mit der Denitrifikation oxidierter Stickstoffrchten von Prozesswässern verbunden. In diesem Zusammenhang ist von einem zusätzlichen Klärschlammanfall bis 1,8 g TS/(E·d) auszugehen.

Bei den anschließenden Darstellungen werden die Überschussschlammproduktionen infolge Phosphatfällung, Nitrifikation und Nutzung externer Kohlenstoffquellen zur Denitrifikation vernachlässigt. Dadurch werden die ermittelten Biogaspotenziale und –anfälle stickstoffoxidierender und –eliminierender Kläranlagen leicht unterbewertet. Für Kläranlagen mit Nitrifikation bzw. Nutzung externer Kohlenstoffquellen zur Denitrifikation sind die ermittelten Biogaspotenziale und -anfälle auf Grund der abgeschätzten Überschussschlamm-anfälle um jeweils 3 – 5 % zu erhöhen.

anorganische Frachtanteile von Überschussschlämmen

Nach Köhlhoff et al. (1996) weisen Überschussschlämme aus Kläranlagen mit Vorklärung einen mineralischen Anteil von 10 – 13 g TS/(E·d) auf. Ohne Vorklärung ist von einer mineralischen Überschussschlammfracht von 24 – 29 g TS/(E·d) auszugehen. Durch eine

weitergehende Niederschlagswasserbehandlung kann sich der mineralische Klärschlamm-anfall um 10 – 15 g TS/(E·d) erhöhen.

In Untersuchungen von Möller (1994) werden die mineralischen Überschussschlammfrachten zu 12 g TS/(E·d) (VK + BB) bzw. 26 g TS/(E·d) (S) ermittelt.

Loll et al. (2004) bestätigen den angegebenen Erwartungsbereich. Die durchgeführten Berechnungen ergeben für Überschussschlämme aus Kläranlagen mit bzw. ohne Vorklärung mineralische Frachten von 9 – 12 g TS/(E·d) bzw. 20 – 22 g TS/(E·d).

In nachfolgenden Betrachtungen werden die mineralischen Überschussschlammfrachten der Verfahrenskombinationen 0,75 h VK + BB bzw. 1,75 h VK + BB und S mit 12 g TS/(E·d) bzw. 9 g TS/(E·d) und 22 g TS/(E·d) berücksichtigt.

CSB/GV-Verhältnisse von Überschussschlämmen

Das CSB/GV-Verhältnis von Überschussschlämmen kann mit Hilfe bekannter Biomasseformeln und der allgemeinen Verbrennungsgleichung organischer Stoffe (Wikipedia, 2010) berechnet werden.

Gleichung 4: Allgemeine Verbrennungsgleichung organischer Stoffe (Wikipedia, 2010)

$$C_c H_h O_o N_n F_f Cl_{cl} Br_{br} J_j P_p S_s + (c + s + \frac{5}{4}p + \frac{h - f - br - cl - j}{4} - \frac{o}{2})(O_2 + 3,76 N_2) \rightarrow$$

$$c CO_2 + s SO_2 + \frac{p}{4} P_4 O_{10} + f HF + cl HCl + br HBr + j HJ + \frac{h - f - br - cl - j}{2} H_2 O$$

$$+ (\frac{d}{2} + 3,76 (c + s + \frac{5}{4}p + \frac{h - f - br - cl - j}{4} - \frac{o}{2})) N_2$$

Aus den Literaturangaben zur Überschussschlammzusammensetzung resultieren CSB/GV-Verhältnisse von 1,71 (C₁₀₆H₁₈₀O₄₅N₁₆P; Roediger et al., 1990), 1,63 (C₅H₇O₂N; Mc Kinney, 1962) und 1,40 (C₅H₉O₃N; Mc Carty, 1965).

Messergebnisse aus der Literatur wiesen für Überschussschlämme CSB/GV-Verhältnisse von 1,39 bis 1,66 aus (Tabelle 4). In eigenen Untersuchungen wurden für Überschussschlämme CSB/GV-Verhältnisse von 1,46 – 1,55 bestimmt.

Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse wurde für die anschließenden Auswertungen ein CSB/GV-Verhältnis der Überschussschlämme von 1,45 gewählt.

Tabelle 4: CSB/GV-Verhältnisse von Überschussschlämmen

Quelle	CSB/GV	Quelle	CSB/GV
Pfeiffer (1990)	1,66	Henze et al. (1995)	1,41 – 1,45
Jardin (1995)	1,45	Kühn (2000)	1,39
Wild et al. (1995)	1,49	Müller (1996)	1,60
Van Handel (1994)	1,43	Gujer (1999)	1,42 – 1,50

CSB-Frachten und Biogaspotenziale von Überschussschlämmen

Abbildung 2 stellt für verschiedene Verfahrensführungen der Abwasserbehandlung die in Abhängigkeit des Betriebsschlammalters in Überschussschlämmen fixierten CSB-Frachten und Biogaspotenziale dar. Für Abwasserbehandlungsanlagen zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung (t_{TS} 20 – 25 d) kann ein Überschussschlammanfall von 52,5 – 55,0 g CSB/(EW·d) erwartet werden. Die Überschussschlammfrachten für Abwasserbehandlungsanlagen mit Vorklärung fallen deutlich geringer aus. Bei kurzen Vorklärzeiten (0,75 h) variieren die CSB-Frachten der Überschussschlämme zwischen 38,6 – 41,7 g CSB/(EW·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 32,8 – 38,6 g CSB/(EW·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d). Größere Vorklärzeiten verringern die CSB-Frachten der Überschussschlämme auf 29,7 – 32,4 g CSB/(EW·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 24,5 – 29,7 g CSB/(EW·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d).

Von Nowak (1993) ermittelte CSB-Frachten von Überschussschlämmen verschiedener Anlagenkonfigurationen bestätigen die aufgeführten Größenordnungen. Für die Anlagenkonfiguration VK 0,4 h + BB t_{TS} 20 d wurde ein Überschussschlammanfall von 30 g CSB/(E·d) bestimmt. Größere Vorklärzeiten führten zur Überschlammanfällen von 20 bzw. 29 g CSB/(E·d) (VK 2,0 h + BB t_{TS} 20 d bzw. VK 2,0 h + t_{TS} BB 5 d). Einzig der Überschussschlammanfall simultan aerober Stabilisierungsanlagen wurde mit 41 g CSB/(E·d) gegenüber Abbildung 2 deutlich niedriger bestimmt.

Nach Abbildung 2 ergibt sich für Überschussschlämme aus Abwasserbehandlungsanlagen zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung (t_{TS} 20 – 25 d) ein Biogaspotenzial von 18,4 – 19,2 Nl CH₄/(E·d). Die Biogaspotenziale von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen mit Vorklärung sind deutlich kleiner. Bei kurzen Vorklärzeiten (0,75 h)

variieren sie zwischen 13,5 – 14,6 NI CH₄/(E·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 11,3 – 13,5 NI CH₄/(E·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d). Größere Vorklärzeiten verringern die Biogaspotenziale der Überschussschlämme auf 10,4 – 11,3 NI CH₄/(E·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 8,6 – 10,4 NI CH₄/(E·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d).

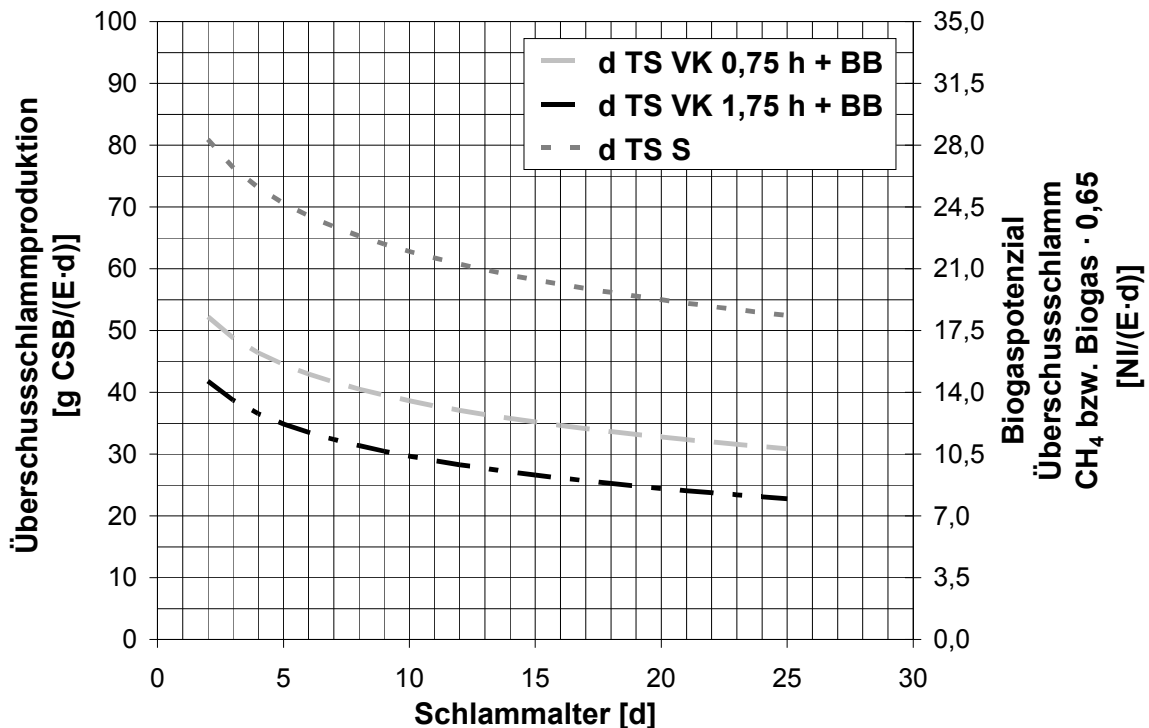


Abbildung 2: Einfluss von mechanischer Abwasserbehandlung und Schlammalter auf die im Überschussschlamm fixierten CSB-Frachten und Biogaspotenziale

Unter der Berücksichtigung eines beim anaeroben Abbau von Überschussschlämmen charakteristischen Methangehaltes des Biogases von 65 % (Roediger et al., 1990) berechnen sich die Biogaspotenziale zu:

- 28,3 – 29,5 NI/(E·d) – simultane aerobe Schlammstabilisierung,
- 20,8 – 22,5 NI/(E·d) – kurze Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d,
- 17,4 – 20,8 NI/(E·d) – kurze Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d,
- 16,0 – 17,4 NI/(E·d) – große Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d und
- 13,2 – 16,0 NI/(E·d) – große Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d.

3.2 Erschließung von Biogaspotenzialen kommunaler Klärschlämme durch die anaerob mesophile Schlammstabilisierung

3.2.1 Biogaserzeugung aus Primärschlamm

Aus der Literatur sind keine Untersuchungen zur Wechselwirkung von Vorklärzeit, Primärschlammqualität und -menge und deren daraus resultierenden anaerob mesophilen Abbauverhalten bekannt. In der Praxis wird für Primärschlamm ein GV-Abbau von 55 – 60 % erreicht (Bahrs et al., 1994).

Kapp (1984) bestätigt mit seinen Untersuchungen diese Ergebnisse (57 % GV-Abbau bei 20 d HRT).

Auf Grundlage dieser Resultate und der Linearität des GV- bzw. CSB-Abbaus können 40 – 45 % des Primärschlamm-CSB bei der anaerob mesophilen Stabilisierung als inert betrachtet werden. Für die anschließenden Berechnungen wurden die Inertanteile der organischen Primärschlammfrachten bei der anaerob mesophilen Stabilisierung zu 40 % gewählt.

Abbildung 3 verdeutlicht die auf dieser Basis durch die anaerob mesophile Stabilisierung erschließbaren Biogaspotenziale von Primärschlämmen.

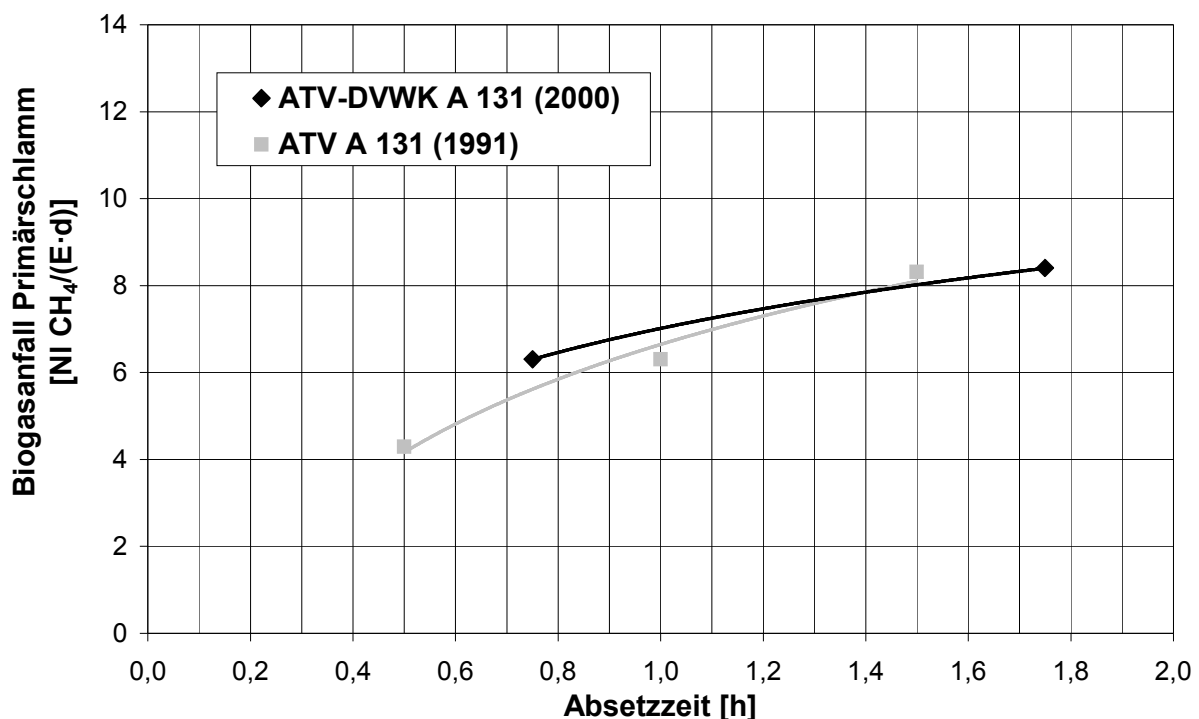


Abbildung 3: Einfluss der mechanischer Abwasserbehandlung auf die Biogasproduktion von Primärschlamm

In Abhängigkeit der Vorklärzeit (0,75 – 1,75 h) können durch die anaerob mesophile Stabilisierung der anfallenden Primärschlammmenge 6,3 – 8,4 NI CH₄/(E·d) erzeugt werden. Auf Grundlage einer Methankonzentration des Biogases von 60 – 65 % ergibt sich für Primärschlamm ein einwohnerspezifischer Biogasanfall von 9,7 – 10,5 NI/(E·d) (0,75 h Vorklärzeit) bzw. 12,9 – 14,0 NI/(E·d) (1,75 h Vorklärzeit).

3.2.2 Biogaserzeugung aus Überschussschlamm

In der Literatur existieren für großtechnisch praktizierte Stabilisierungszeiten umfangreiche Untersuchungen zum anaerob mesophilen GV-Abbau von Überschussschlämmen. Dabei ist die Charakteristik der verwendeten Überschussschlämme häufig nur unzureichend dokumentiert. Tabelle 5 gibt einen Überblick der in der Literatur erzielten Versuchsergebnisse.

Tabelle 5: GV-Abbau von Überschussschlamm – anaerob mesophile Schlammstabilisierung

Quelle	GV-Abbau	Quelle	GV-Abbau
	[%]		[%]
Kühn (2000)	30,5 – 36,2	Hiraoka et al. (1984)	29,0 – 29,8
Nickel (2001)	32,3	Kuribayashi und Sato (1983)	17,8
Seiler und Pöpel (1998)	19,8 – 35,5	Wendler (2005)	35,0 – 42,0
Hegemann und Wechs (1981)	40,6 – 49,2	Eder (2004)	36,0 – 46,0
Kapp (1984)	36,0	Bahrs et al. (1994)	32,0 – 40,0

Mit einem GV-Abbau von 17,8 – 49,2 % weist der organische Abbau von Überschussschlämmen eine große Spannweite auf. Infolge fehlender Angaben zur Überschussschlammcharakteristik kann keine zuverlässige Voraussage des unter anaerob mesophilen Bedingungen erreichbaren organischen Abbaus von Überschussschlämmen und der damit verbundenen Biogasproduktion durchgeführt werden.

Vorraussetzungen einer Prognose des organischen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen bilden Kenntnisse der organischen Überschussschlammproduktion und der für die anaerob mesophile Stabilisierung zu berücksichtigenden Inertanteile der organischen Überschussschlammfracht.

Nach Kühn (2000) und Nowak (1993) ist der Inertanteil anaerob mesophil stabilerter Klärschlämme (PS + ÜS) von der Schlammqualität weitgehend unbeeinflusst. Aus konstanten

Inertanteilen der Primärschlämme resultieren von der Überschussschlammqualität unveränderte Inertanteile der Überschussschlämme. Änderungen der Primärschlammfracht führen zu einer direkten Beeinflussung der inerten Überschussschlammfracht. Demnach können die Inertanteile von Überschussschlämmen aus den Grenzen des GV-Abbau der anaerob mesophilen Stabilisierung ermittelt werden. In eigenen Versuchen (Kapitel 6.2.2, 6.3.1.5) wurde die Grenze des GV-bzw. CSB-Abbau von Überschussschlämmen mit einem Schlammalter von 2 – 3 d zu 55 % bestimmt. Auf dieser Grundlage ergeben sich für die anaerob mesophile Stabilisierung von Überschussschlämmen Inertanteile von:

- 25,4 g CSB/(E·d) (0,75 h Vorklärzeit),
- 21,4 g CSB/(E·d) (1,75 h Vorklärzeit) und
- 37,4 g CSB/(E·d) (ohne Vorklärung).

Abbildung 4 gestattet in Abhängigkeit der Verfahrensführung der Abwasserbehandlung Voraussagen des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Überschussschlämmen erreichbaren GV- bzw. CSB-Abbaugrades.

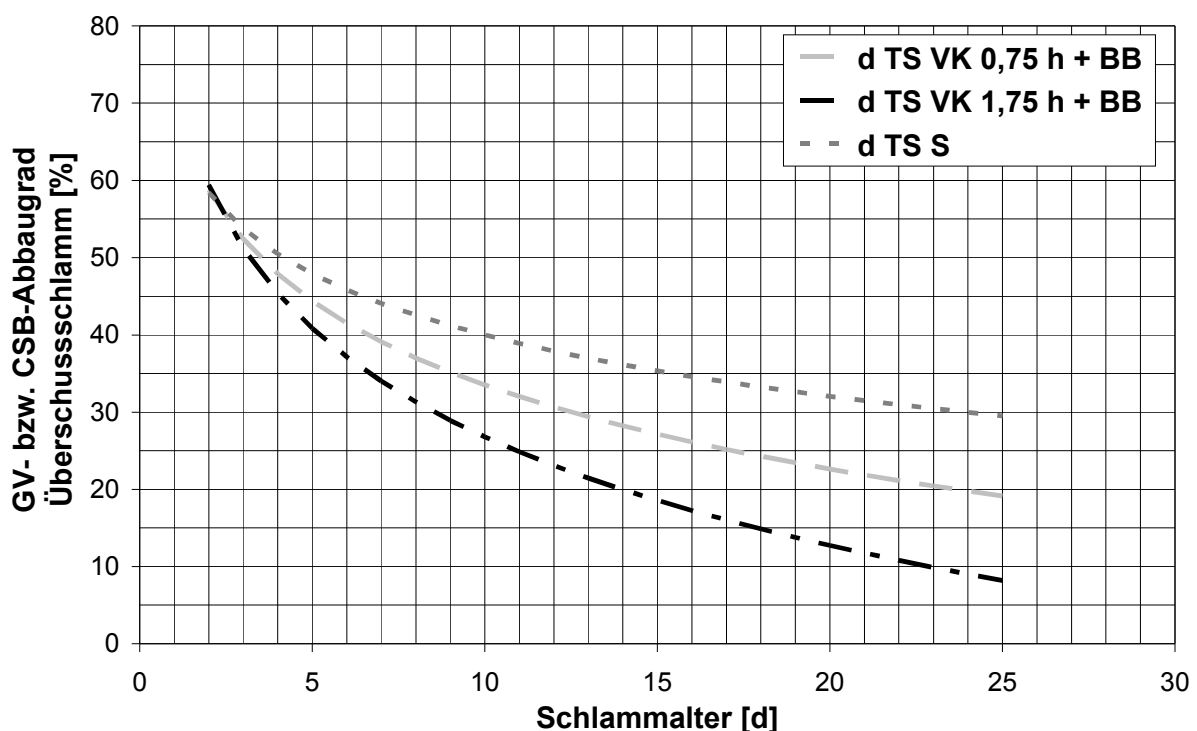


Abbildung 4: Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Überschussschlamm erreichbaren GV- bzw. CSB-Abbaugrades unter Berücksichtigung des Schlammalters

Für Überschussschlämme aus Abwasserbehandlungsanlagen zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung (t_{TS} 20 – 25 d) kann ein GV- bzw. CSB-Abbaugrad von 29,5 – 32,0 % erwartet werden. Im Gegensatz zu den GV- bzw. CSB-Abbaugraden der Überschussschlämme simultaner aerober Schlammstabilisierungen weisen die GV- bzw. CSB-Abbaugrade von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen mit Vorklärung eine größere Spannweite auf. Bei kurzen Vorklärzeiten (0,75 h) variieren die möglichen GV- bzw. CSB-Abbaugrade der Überschussschlämme zwischen 33,5 – 39,1 % (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 22,6 – 33,5 % (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d). Durch größere Vorklärzeiten werden die erreichbaren GV- bzw. CSB-Abbaugrade der Überschussschlämme auf 26,8 – 34,0 % (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 12,7 – 26,8 % (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d) vermindert.

Abbildung 5 dokumentiert für verschiedene Verfahrensführungen der biologischen Abwasserbehandlung den Einfluss des Betriebsschlammalters auf den bei einer anaerob mesophilen Stabilisierung von Überschussschlämmen resultierenden CSB-Abbau bzw. Biogasanfall.

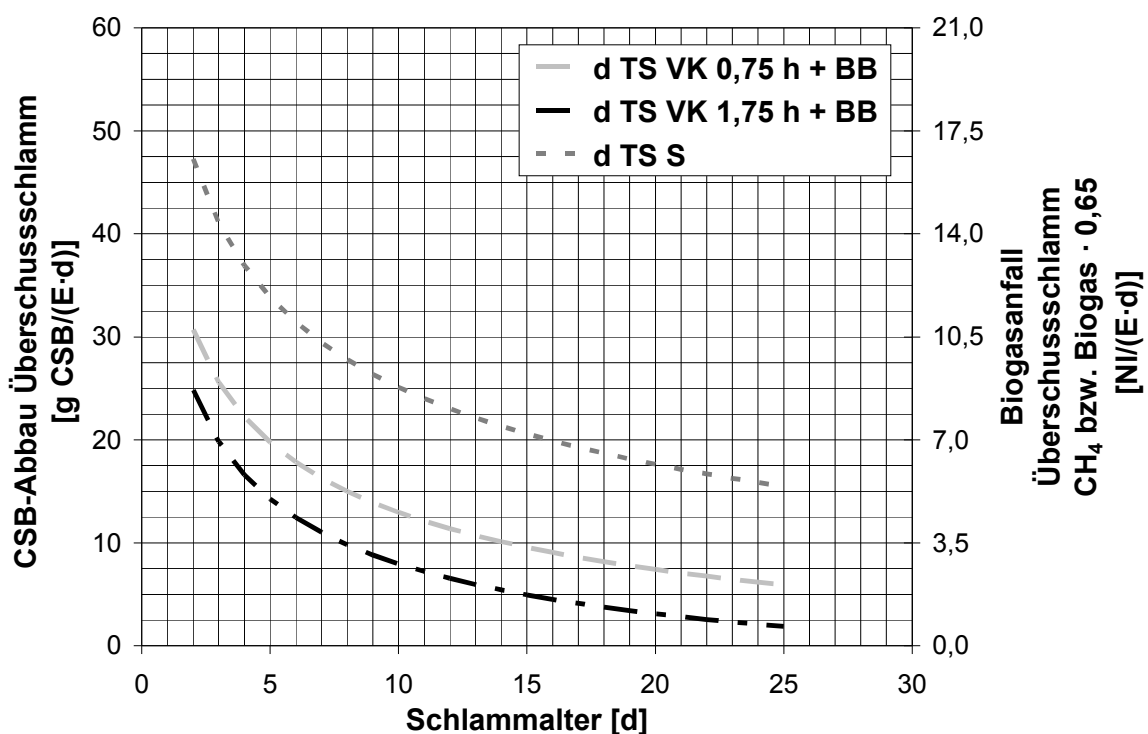


Abbildung 5: Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Überschussschlamm erreichbaren CSB-Abbau bzw. Biogasanfalls unter Berücksichtigung des Schlammalters

Für Überschussschlämme aus Abwasserbehandlungsanlagen zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung (t_{TS} 20 – 25 d) kann ein CSB-Abbau von 15,5 – 17,6 g CSB/(E·d)

erwartet werden. Im Gegensatz dazu fällt der CSB-Abbau von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen mit Vorklärung deutlich geringer aus. Bei kurzen Vorklärzeiten (0,75 h) variieren die abbaubaren CSB-Frachten der Überschussschlämme zwischen 12,9 – 16,3 g CSB/(E·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 7,4 – 12,9 g CSB/(E·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d). Größere Vorklärzeiten vermindern die abbaubaren CSB-Frachten der Überschussschlämme auf 7,9 – 11,0 g CSB/(E·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 3,1 – 11,0 g CSB/(E·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d).

Entsprechend den ausgewiesenen abbaubaren CSB-Frachten können bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Überschussschlämmen CH_4 -Frachten von:

- 5,4 – 6,2 NI CH_4 /(E·d) – simultane aerobe Schlammstabilisierung,
- 4,5 – 5,7 NI CH_4 /(E·d) – kurze Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d,
- 2,6 – 4,5 NI CH_4 /(E·d) – kurze Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d,
- 2,8 – 3,9 NI CH_4 /(E·d) – große Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d und
- 1,1 – 2,8 NI CH_4 /(E·d) – große Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d erzeugt werden.

Unter der Berücksichtigung eines beim anaeroben Abbau von Überschussschlämmen charakteristischen Methangehaltes des Biogases von 65 % (Roediger et al., 1990) berechnen sich die erwarteten Biogasproduktionen zu:

- 8,3 – 9,5 NI/(E·d) – simultane aerobe Schlammstabilisierung,
- 6,9 – 8,8 NI/(E·d) – kurze Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d,
- 4,0 – 6,9 NI/(E·d) – kurze Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d,
- 4,3 – 6,0 NI/(E·d) – große Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d und
- 1,7 – 4,3 NI/(E·d) – große Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d.

3.2.3 Biogaspotenziale von Mischschlämmen

Die Überlagerung der Ergebnisse aus Kapitel 3.2.1 und 3.2.2 ermöglicht eine Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Mischschlämmen zu erwartenden GV- bzw. CSB-Abbaus sowie der korrespondierenden Biogasproduktion. Abbildung 6 zeigt für verschiedene Verfahrensführungen der Abwasserbehandlung Größenordnungen der bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Mischschlämmen erreichbaren GV- bzw. CSB-

Abbaugrade. Trotz unterschiedlichen Umfanges der mechanischen Abwasserbehandlung sind bei vergleichbarem Betriebsschlammalter der biologischen Abwasserbehandlung kaum Abweichungen des aus der anaerob mesophilen Stabilisierung von MischschlÄmmen resultierenden GV- bzw. CSB-Abbaus zu verzeichnen.

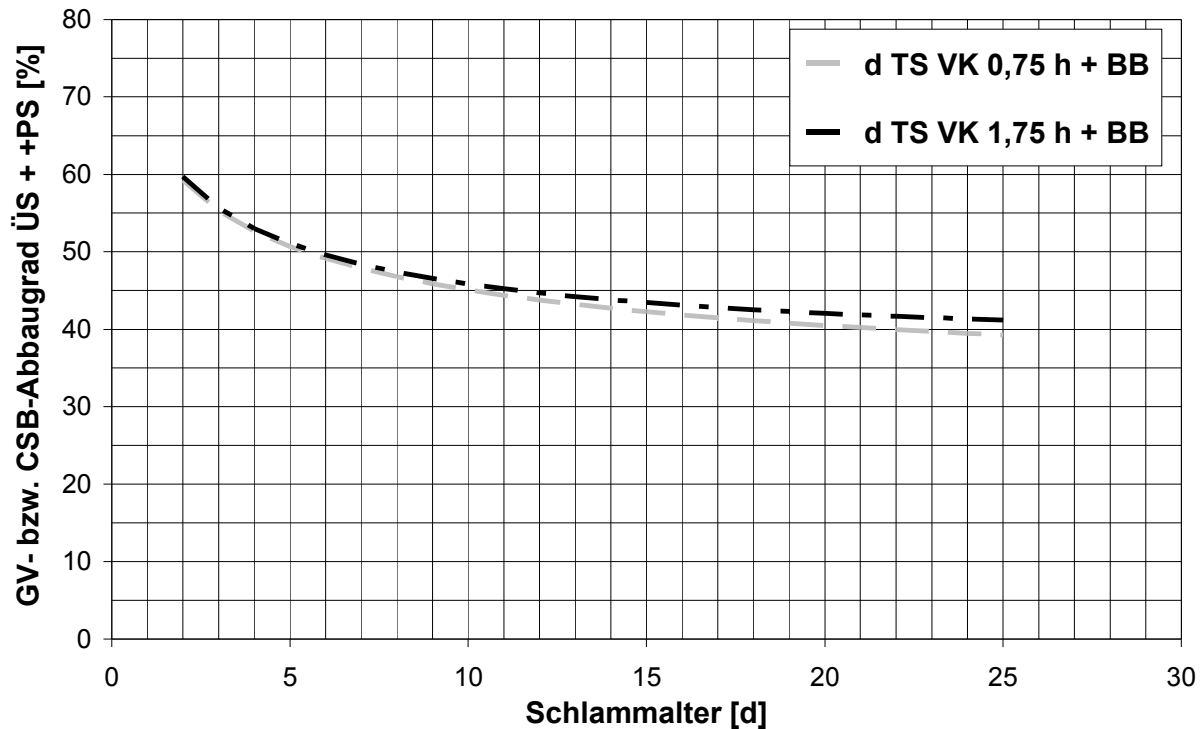


Abbildung 6: Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Mischschlamm erreichbaren GV- bzw. CSB-Abbaugrades unter Berücksichtigung der Einflüsse der mechanischen Abwasserbehandlung und des Betriebsschlammalters der biologischen Abwasserbehandlung

Nach Abbildung 6 variieren die möglichen GV- bzw. CSB-Abbaugrade der MischschlÄmme bei kurzen VorklÄrzeiten (0,75 h) zwischen 45,0 – 47,8 % (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 40,5 – 45,0 % (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d). Für grÖßere VorklÄrzeiten betragen die erreichbaren GV- bzw. CSB-Abbaugrade der MischschlÄmme 45,9 – 48,4 % (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) bzw. 42,1 – 45,9 % (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d).

In Abbildung 7 wird für verschiedene Verfahrensführungen der Abwasserbehandlung der Einfluss des Betriebsschlammalters der biologischen Abwasserbehandlung auf den infolge einer anaerob mesophilen Stabilisierung von MischschlÄmmen resultierenden CSB-Abbau bzw. Biogasanfall dokumentiert. Die anaerob mesophil abbaubaren CSB-Frachten von MischschlÄmmen aus Abwasserbehandlungsanlagen mit kurzen VorklÄrzeiten (0,75 h) variieren zwischen 30,9 – 34,3 g CSB/(E·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) und 25,4 –

30,9 g CSB/(E·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d). Bei größeren Vorklärzeiten ergeben sich mit 31,9 – 35,0 g CSB/(E·d) (Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d) bzw. 27,1 – 31,9 g CSB/(E·d) (Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d) ähnliche CSB-Eliminationsleistungen.

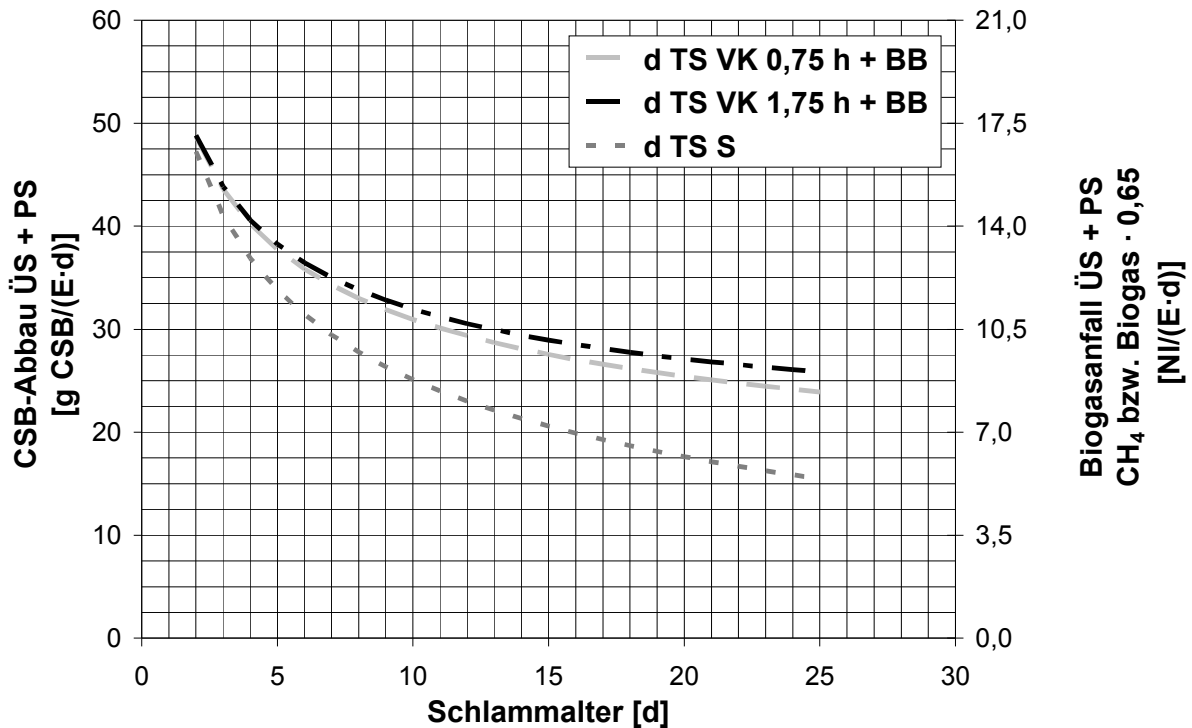


Abbildung 7: Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Mischschlamm erreichbaren CSB-Abbaus bzw. Biogasanfalls unter Berücksichtigung der Einflüsse der mechanischen Abwasserbehandlung und des Betriebsschlammalters der biologischen Abwasserbehandlung

Die ermittelten CSB-Eliminationsleistungen werden durch Nowak (1993) bestätigt. Für die anaerob mesophile Stabilisierung von Mischschlamm der Verfahrenskombination kurze Vorklärung (0,4 h) + Stickstoffelimination wies Nowak (1993) einen CSB-Abbau von 21 g CSB/(EW·d) aus. Verfahrenskombinationen mit großer Vorklärung (> 2 h) + Kohlenstoffelimination bzw. großer Vorklärung (> 2 h) + Stickstoffelimination ergaben für die anaerob mesophile Stabilisierung der Mischschlamm eine CSB-Abbau von 41 g CSB/(EW·d) bzw. 31 g CSB/(EW·d).

Gemäß den in Abbildung 7 ausgewiesenen abbaubaren CSB-Frachten können bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Mischschlamm CH_4 -Frachten von:

- 10,8 – 12,0 NI CH_4 /(E·d) – kurze Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d,
- 8,9 – 10,8 NI CH_4 /(E·d) – kurze Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d,

- 11,2 – 12,3 NI CH₄/(E·d) – große Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d und
- 9,5 – 11,2 NI CH₄/(E·d) – große Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d erzeugt werden.

Mit einem charakteristischen Methangehalt des Biogases von 60 – 65 % ergeben sich beim anaeroben Abbau von Mischschlammern erwartete Biogasproduktionen von

- 16,6 – 20,0 NI/(E·d) – kurze Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d,
- 13,7 – 18,0 NI/(E·d) – kurze Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d,
- 17,2 – 20,5 NI/(E·d) – große Vorklärung + Nitrifikation t_{TS} 7 – 10 d und
- 14,6 – 18,7 NI/(E·d) – große Vorklärung + Stickstoffelimination t_{TS} 10 – 20 d.

Ähnliche Biogasproduktionen werden von Loll (2001) prognostiziert. Bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Mischschlammern aus Abwasserbehandlungsanlagen mit großer Vorklärung (> 1,5 h) + Nitrifikation bzw. großer Vorklärung (> 1,5 h) + Stickstoffelimination erwartet Loll (2001) ein Biogasanfall von 20,7 NI/(E·d) bzw. 18,3 NI/(E·d). Für anaerob mesophil stabilisierte Mischschlammern der Kombination kurze Vorklärung (<< 1,5 h) + Nitrifikation wird ein Biogasanfall von 13,2 NI/(E·d) prognostiziert.

3.2.4 Biogaspotenzialreserve von Primär- und Überschussschlamm für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung

Für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung sind die zusätzlich erschließbaren Biogaspotenziale von Primär- und Überschussschlammern durch deren CSB-Inertanteile gemäß den in Kapitel 3.2.1 und 3.2.2 gegebenen Randbedingungen festgelegt. Folgende CSB-Frachten könnten zusätzlich für die Biogaserzeugung gewonnen werden:

Primärschlamm

- 12 g CSB/(E·d) kurze Vorklärung,
- 16 g CSB/(E·d) große Vorklärung,

Überschussschlamm

- 25,4 g CSB/(E·d) kurze Vorklärung,
- 21,4 g CSB/(E·d) große Vorklärung,

- 37,4 g CSB/(E·d) ohne Vorklärung.

Durch vollständiges Erschließen der inerten Biogaspotenziale von Primär- und Überschussschlämmen könnten durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung die folgenden zusätzlichen CH₄-Frachten erzeugt werden:

Primärschlamm

- 4,2 NI CH₄/(E·d) kurze Vorklärung und
- 5,6 NI CH₄/(E·d) große Vorklärung

Überschussschlamm

- 8,9 NI CH₄/(E·d) kurze Vorklärung,
- 7,5 NI CH₄/(E·d) große Vorklärung und
- 13,2 NI CH₄/(E·d) ohne Vorklärung

Mit einem beim anaeroben Abbau von Primär- bzw. Überschussschlamm charakteristischen Methangehalt des Biogases von 60 – 65 % bzw. 65 % berechnen sich die für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung nutzbaren Biogaspotenziale für:

Primärschlamm zu

- 6,5 – 7,0 NI/(E·d) kurze Vorklärung und
- 8,6 – 9,3 NI/(E·d) große Vorklärung sowie für

Überschussschlamm zu

- 13,7 NI/(E·d) kurze Vorklärung,
- 11,5 NI/(E·d) große Vorklärung und
- 20,3 NI/(E·d) ohne Vorklärung.

Im Vergleich zu den bei der anaeroben mesophilen Stabilisierung von Primär- und Überschussschlämmen erzeugten Biogasmengen (Kapitel 3.2.1, 3.2.2) wird deutlich, dass große Teile der in den Klärschlämmen enthaltenen Biogaspotenziale ungenutzt bleiben. In welchem Maße diese ungenutzten Potenziale durch die Verfahrenskombination Desintegration +

anaerob mesophile Schlammstabilisierung erschlossen werden können, ist Gegenstand der nachfolgenden Kapitel.

4 Desintegration

4.1 Grundlagen der Desintegration

4.1.1 Definition

Ursprünglich wurde die Desintegration als Auflösungsvorgang, der das Zerfallen eines Ganzen in einzelne Bestandteile erfasst, in den Wissenschaftsgebieten Psychiatrie, Psychopathologie und in den Sozialwissenschaften untersucht. In Übertragung auf die Abwasser- und Schlammbehandlung beschreibt der Begriff Klärschlamm-desintegration Auflösungsvorgänge der Flockenstruktur des Schlammes und den Aufschluss der im Schlamm enthaltenen Mikroorganismen.

Die Zerkleinerung von Klärschlammaggregaten und –partikeln wird durch die Einwirkung äußerer Kräfte (physikalisch, chemisch, biologisch) hervorgerufen (ATV-DVWK, 2001). Nach der Intensität der eingesetzten Energie kann die Desintegration in niederenergetische und hochenergetische Desintegration unterteilt werden. Bei der niederenergetischen Desintegration erfolgt hauptsächlich eine Flockenzerkleinerung. Schon nach kurzer Beanspruchungsdauer ist eine deutliche Reduzierung der Partikelgröße feststellbar. Die auf Biopolymere basierende Bindung der Mikroorganismen hat einen niedrigen Energiegehalt und kann durch kleine Energieeinträge zerstört werden. Wird jedoch ein Zellaufschluss (hochenergetische Desintegration) angestrebt, muss eine intensivere Beanspruchung der Mikroorganismen erfolgen. Der Widerstand der Mikroorganismen gegen die Zerstörung der Zellwände ist, bedingt durch ihren Aufbau, unterschiedlich stark. Größere Mikroorganismen (Ciliaten) können bereits bei geringem Energieaufwand geschädigt werden. Der Aufschluss von Bakterien (besonders gram-positiv) ist mit hohem Aufwand verbunden (ATV-DVWK, 2001).

4.1.2 Beurteilungskriterien der Desintegration

Für einen direkten Vergleich des Einsatzes von Desintegrationsverfahren zum Zellaufschluss, wird die Durchführung von Parallelversuchen mit mehreren Desintegrationsgeräten und Nullproben bzw. – Reaktoren empfohlen. Insbesondere ist auf die Verwendung vergleichbarer Klärschlämme zu achten. Zur Bewertung eignen sich folgende Kriterien:

- Aufschlussgrad der Sauerstoffverbrauchsrate A_S ,
- chemischer Aufschlussgrad A_{CSB} ,
- CSB-Freisetzung F_{CSB} ,
- Partikelgrößenverteilung bzw. spezifische Oberfläche,
- Enzymaktivität und
- spezifischer Energiebedarf $E_{spez.}$.

Aufschlussgrad aus der Sauerstoffverbrauchsrate A_S

Die Sauerstoffverbrauchsrate wird nach DIN 38414 S6 ermittelt. Für die Bestimmung des Sauerstoffverbrauches wird ein Probevolumen V_P mit synthetischem Abwasser 1 : 5 zu einem Messansatz V_M verdünnt, so dass eine maximale Wachstumsgeschwindigkeit (keine Nährstofflimitierung) und ein maximaler Sauerstoffverbrauch erreicht werden. Reaktionskinetische Faktoren wie Temperatur und pH – Wert müssen bei der Auswertung ebenfalls berücksichtigt oder konstant gehalten werden. Die Messung des Sauerstoffverbrauches beginnt vorzugsweise im Bereich des Sauerstoffsättigungswertes ($> 8 \text{ mg/l}$) und endet bei einem Sauerstoffgehalt $< 2 \text{ mg/l}$. Der Messansatz sollte so gewählt werden, dass der Sauerstoffverbrauch $0,5 - 2 \text{ mg/(l} \cdot \text{min)}$ beträgt. Der Sauerstoffverbrauch berechnet sich zu:

Gleichung 5: Sauerstoffverbrauch

$$OV = \frac{\Delta c_S \cdot V_M}{t \cdot V_P} \quad [\text{mg}/(\text{l} \cdot \text{h})]$$

Der durch die Desintegration erreichte Grad der Zellzerstörung bzw. –inaktivierung spiegelt sich in einer veränderten Atmungsaktivität des Überschussschlammes wider. Der Aufschlussgrad aus der Sauerstoffverbrauchsrate A_S stellt das Verhältnis aus dem Sauerstoffverbrauch des desintegrierten (OV) und des unbehandelten Überschussschlammes (OV_0) dar.

Gleichung 6: Aufschlussgrad nach der Sauerstoffverbrauchsrate

$$A_S = \left(1 - \frac{OV}{OV_0}\right) \cdot 100 \quad [\%]$$

Nachteil der Bestimmungsmethode ist die gemeinsame Ermittlung von Zellzerstörung und Inaktivierung der Mikroorganismen. Der Grad des Zellaufschlusses, ausgedrückt durch die Verteilung von partikulären und gelösten Bestandteilen, wird mit dem Aufschlussgrad nach der Sauerstoffverbrauchsrate nicht erfasst.

Aufschlussgrad aus dem Chemischen Sauerstoffbedarf A_{CSB}

Der chemische Aufschlussgrad A_{CSB} stellt das Verhältnis aus dem CSB_{mf} des desintegrierten zum CSB_L des total aufgeschlossenen Überschussschlamm unter Berücksichtigung des gelösten CSB zu Beginn des Aufschlusses (CSB_0) dar.

Gleichung 7: Chemischer Aufschlussgrad

$$A_{CSB} = \frac{CSB_{mf} - CSB_0}{CSB_L - CSB_0} \quad [\%]$$

Die Bestimmung der maximalen CSB-Freisetzung (CSB_L) erfolgt durch Verseifen mit 1-molarer Natronlauge. Der Überschussschlamm wird im Verhältnis 1 : 1 mit der Natronlauge gemischt und 10 min bei 90 °C erhitzt. Alternativ kann der Totalaufschluss bei 20 °C über 22 bis 24 h erfolgen.

Zur Bestimmung des gelösten CSB wird die Probe 10 min mit einer Zentrifugalbeschleunigung von 10.000 – 30.000 g zentrifugiert und anschließend über einen Membranfilter 0,45 µm filtriert (Müller, 1996).

Mit dem chemischen Aufschlussgrad werden die bei der Desintegration in Lösung überführten CSB-Bestandteile (Zellplasma) und die Zellbruchstücke < 0,45 µm erfasst. Ein indirekter Bezug zur Zellzerstörung ist auf Grund des Vergleiches zum chemischen Totalaufschluss gegeben. Die Aussagekraft ist stark vom Ergebnis des Totalaufschlusses abhängig.

CSB-Freisetzung F_{CSB}

Als CSB-Freisetzung wird das Verhältnis aus der durch den Zellaufschluss erreichten Erhöhung des gelösten CSB (0,45 µm) und dem Gesamt-CSB des Feststoffes definiert. Die in Lösung überführten CSB-Bestandteile (Zellplasma) und die Zellbruchstücke < 0,45 µm können direkt als Grad der Zellzerstörung und –zerkleinerung interpretiert werden.

Gleichung 8: CSB-Freisetzung

$$F_{CSB} = \frac{CSB_{mf} - CSB_0}{CSB_{ges} - CSB_0} \quad [\%]$$

Partikelgrößenverteilung und spezifische Oberfläche

Wird der Zellaufschluss als Zerstörung und Zerkleinerung der biologischen Zelle definiert, kann das Ausmaß des Zellaufschlusses mit der Partikelgrößenverteilung und der spezifischen Oberfläche bestimmt werden. Nach Untersuchungen von Lehne (2001) ist die Partikelgrößenverteilung zur Beschreibung des Zellaufschlusses bei höheren spezifischen Energieeinträgen ungeeignet. Während sich unter diesen Bedingungen die Partikelgröße nur geringfügig änderte, war für den Aufschlussgrad nach der Sauerstoffverbrauchsrate eine deutliche Zunahme festgestellt worden.

Enzymaktivität

Als weiterer Parameter charakterisiert die Enzymaktivität den Zellaufschluss. Durch die Zerstörung der Zellen gelangen vermehrt an Kleinstpartikel gebundene Enzyme in die gelöste Phase der Klärschlamm suspension. Mit Hilfe dieser Methode wird das Vorkommen von Enzymen als Voraussetzung für die Hydrolyse nachgewiesen. Eine direkte Bestimmung der Zellzerstörung und -zerkleinerung wird nicht vorgenommen.

Spezifische Energie

Der spezifische Energiebedarf eines Desintegrationsverfahrens ermöglicht in Zusammenhang mit dem erzielten Zellaufschluss eine wirtschaftliche Betrachtung der Desintegration. Weiterhin eignet sich diese Größe zum Vergleich der Aufschlussresultate verschiedener Verfahren. Unter spezifischer Energie ($E_{spez.}$) ist der auf die Feststoffmasse bezogene Energiebetrag definiert. Er berechnet sich allgemein zu:

Gleichung 9: Spezifischer Energieverbrauch des Zellaufschlusses

$$E_{spez.} = \frac{\text{eingesetzte Energie}}{\text{beanspruchte Feststoffmasse}} \quad [kWh / kg TR]$$

Daraus ergeben sich für die einzelnen Verfahren die folgenden Beziehungen:

Gleichung 10: Spezifischer Energieverbrauch beim Zellaufschluss mit Scherspalt- und Ultraschallhomogenisatoren

$$E = \frac{P \cdot t_A}{V_p \cdot TS}$$

Gleichung 11: Spezifischer Energieverbrauch beim Zellaufschluss mit Hochdruckhomogenisatoren

$$E_{spez.} = \frac{\Delta p}{TS}$$

Gleichung 12: Spezifischer Energieverbrauch beim Zellaufschluss mit Rührwerkskugelmöhlen

$$E_{spez.} = \frac{(M - M_0) \cdot 2 \pi \cdot n \cdot t_A}{V_{FMR} \cdot TS}$$

Die Beurteilung der Auswirkungen von Desintegrationsverfahren auf die anaerobe Schlammstabilisierung setzt vergleichbare Randbedingungen und den Parallelbetrieb von Referenzreaktoren voraus. Maßgebliche Einflüsse stellen der verwendete Klärschlamm, der erreichte Desintegrationsgrad und die Milieubedingung der Faulung (Temperatur, pH-Wert, HRT) dar. Effekte der Desintegration können aus folgenden Kenngrößen der anaeroben Schlammstabilisierung ermittelt werden:

- Effizienz der Schaumbekämpfung,
- Absoluter und spezifischer Biogasanfall ([NI/d, NI/m³, NI/kg GV_{zu}, NI/kg GV_{Abbau}, NI/kg CSB_{zu}, NI/kg CSB_{Abbau}]),
- Absoluter und spezifischer Methananfall ([NI/d, NI/m³, NI/kg GV_{zu}, NI/kg GV_{Abbau}, NI/kg CSB_{zu}, NI/kg CSB_{Abbau}]),
- GV-Reduzierung ([t/a], GV-Anteil [%], GV-Abbaugrad [%]),
- CSB-Reduzierung ([t/a], CSB-Abbaugrad [%], CSB-Bilanz [%]),
- Verbesserung der Entwässerbarkeit (TR [%], Polymerbedarf [g/kg TR], CST [s/kg TR], Zentrifugationstest [% TR]),
- Nachweis der Prozesswasserbelastungen für N, CSB, P ([mg/l, %]) und
- Schadstoffbelastung des Faulschlammes ([mg/kg TR]).

4.1.3 Desintegrationsverfahren

Ursprünglich kommen Desintegrationsverfahren in der Biotechnologie zum Einsatz. Seit 15 Jahren werden Desintegrationsverfahren zur Klärschlamm-desintegration erforscht. Sie können in mechanische (Abbildung 8) und nicht-mechanische Verfahren (Abbildung 9) unterteilt werden.

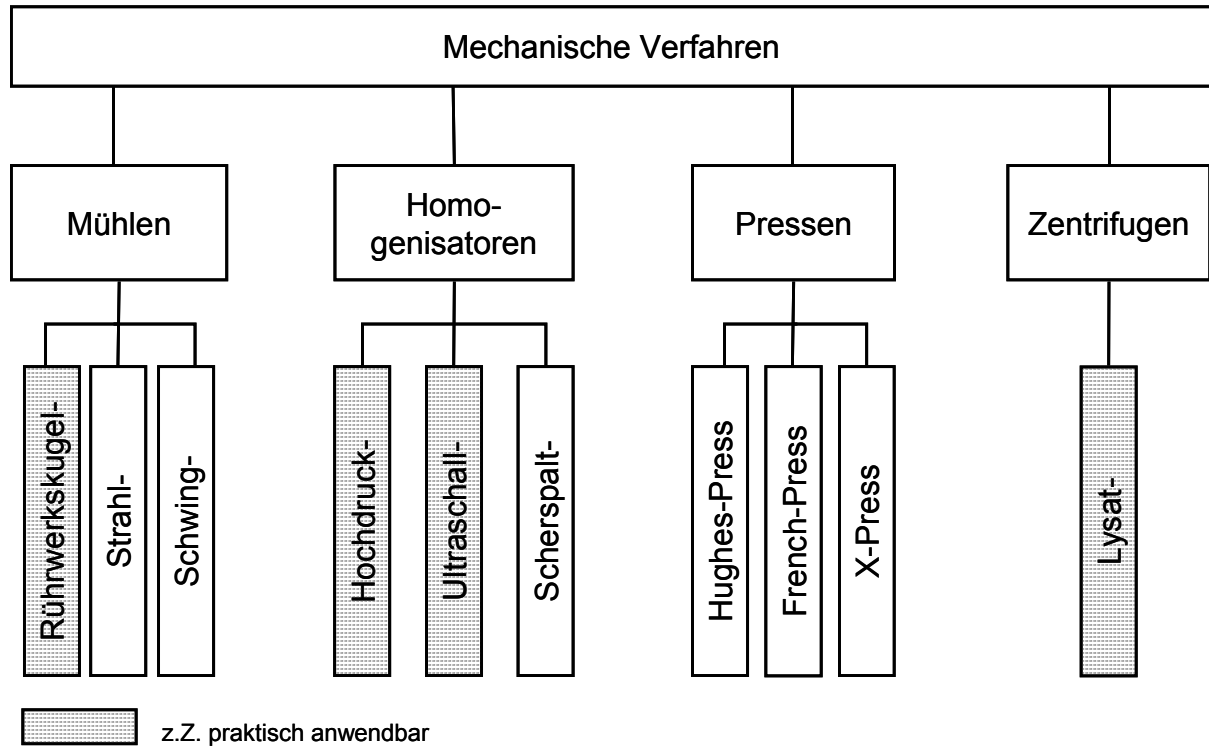


Abbildung 8: Überblick Mechanischer Desintegrationsverfahren

Bei den mechanischen Verfahren wird der Aufbruch der Zellwandstrukturen durch Schub- und Scherbeanspruchung hervorgerufen, die sich infolge erhöhten Druckes und Translations- und/oder Rotationsbewegungen ergeben. Als Aufschlussaggregate werden Mühlen, Homogenisatoren, Pressen und Zentrifugen eingesetzt. Auf dem Gebiet der Klärschlamm-desintegration wurden insbesondere die Rührwerkskugelmühle, der Ultraschall- und Hochdruckhomogenisator und die Lysatzentrifuge untersucht. Vertiefende Ausführungen zu technischen Parametern des Betriebes von Desintegrationsgeräten sind:

- für Rührwerkskugelmühlen in Pittroff (1993), Kula und Schütte (1987), Bunge (1992), Stehr (1982) und Müller (1996),

- für Ultraschallhomogenisatoren in Portenlänger (1999), Nickel (2001), Eder (2004),
- für Hochdruckhomogenisatoren in Pittrof (1993), Kula und Schütte (1987), Jahnke (1998), Wendler (2005) und Müller (1996) sowie
- für die Lysatzentrifuge in Dohanyos et al. (1997, 2000), Winter (2003) und Otte-Witte (1998) enthalten.

Die anderen mechanischen Verfahren erwiesen sich für den großtechnischen Klärschlamm-aufschluss konstruktions- bzw. verfahrenstechnisch bedingt als ungeeignet.

Die nicht-mechanischen Verfahren unterteilen sich in physikalische, chemische und biologische Verfahren. Auf dem Gebiet der Klärschlammbehandlung wurden die thermische Vorbehandlung, die Hochleistungspulstechnik, die Ozonbehandlung, die Kombination von thermischer Vorbehandlung und Säuren- bzw. Laugenzugabe und der Einsatz von Enzymen untersucht.

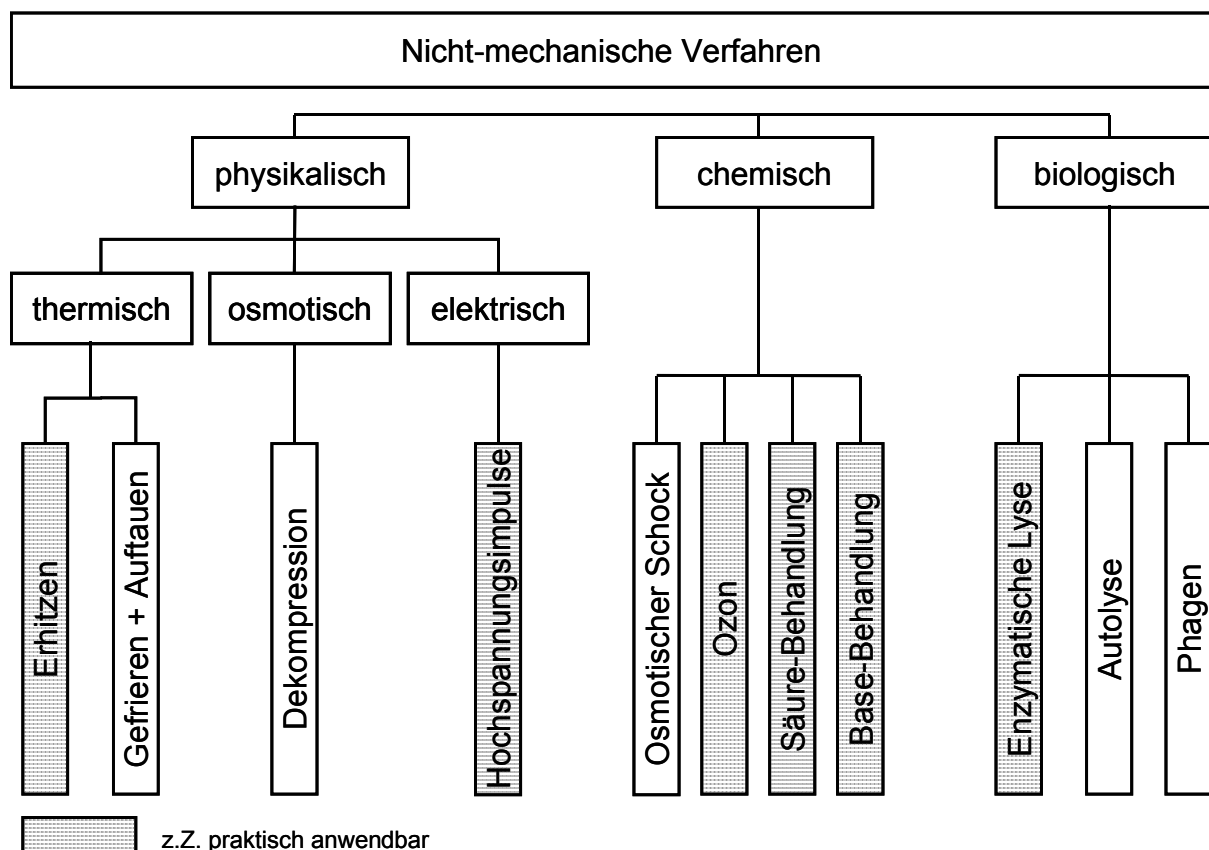


Abbildung 9: Überblick Nicht-mechanischer Desintegrationsverfahren

Weiterführende Grundlagen sind:

- für die thermische Desintegration in Pinnekamp (1987), Kuribayashi und Sato (1983), Haug et al. (1978), Hiraoka et al. (1984), Gosset (1976) sowie Hegeman und Wechs (1981),
- für die Hochleistungspulstechnik in Weise und Jung (1998), Jung et al. (2001) und Kopplow (2006),
- für die Ozonbehandlung in Kroiss et al. (2003), Battenberg (2000), Goel et al. (2003, 2004) und Winter (2003) und
- für die Kombination thermischer Vorbehandlung mit Säuren bzw. Laugenaufschluss in Gosset (1976), Nowak et al. (2002), Kim et al. (2003), Lin et al. (1997), Caraballa et al. (2006) und Cacho Rivero et al. (2005) zu finden.

Die anderen Verfahren sind wegen des Energieaufwandes, langer Reaktionszeiten bzw. des direkten Angriffs auf die Bakterienpopulation für einen technischen Einsatz nicht geeignet.

4.1.4 Einsatzmöglichkeiten der Desintegration in der Abwasser- und Schlammbehandlung

Abbildung 10 verdeutlicht grundsätzliche Anwendungsfälle der Klärschlammdesintegration. Nach ATV-DVWK (2001) wird die Desintegration zur:

- A – Optimierung der Faulung (A1),
Optimierung der Denitrifikation (A2),
- B – Zerstörung von fädigen Organismenstrukturen zur Schwimmschlammbekämpfung,
- C – Zerstörung von fädigen Organismenstrukturen zur Schwimmschlammbekämpfung,
Verminderung des Überschussschlammanfalls,
Optimierung der Denitrifikation,
- D – Verminderung des Überschussschlammanfalls (D1),
Optimierung der Denitrifikation (D1),
Optimierung der Faulung (D2),
- E – Zerstörung von fädigen Organismenstrukturen zur Schwimmschlammbekämpfung,
- F – Optimierung der Faulung und
- G – Verbesserung des Entwässerungsverhaltens eingesetzt.

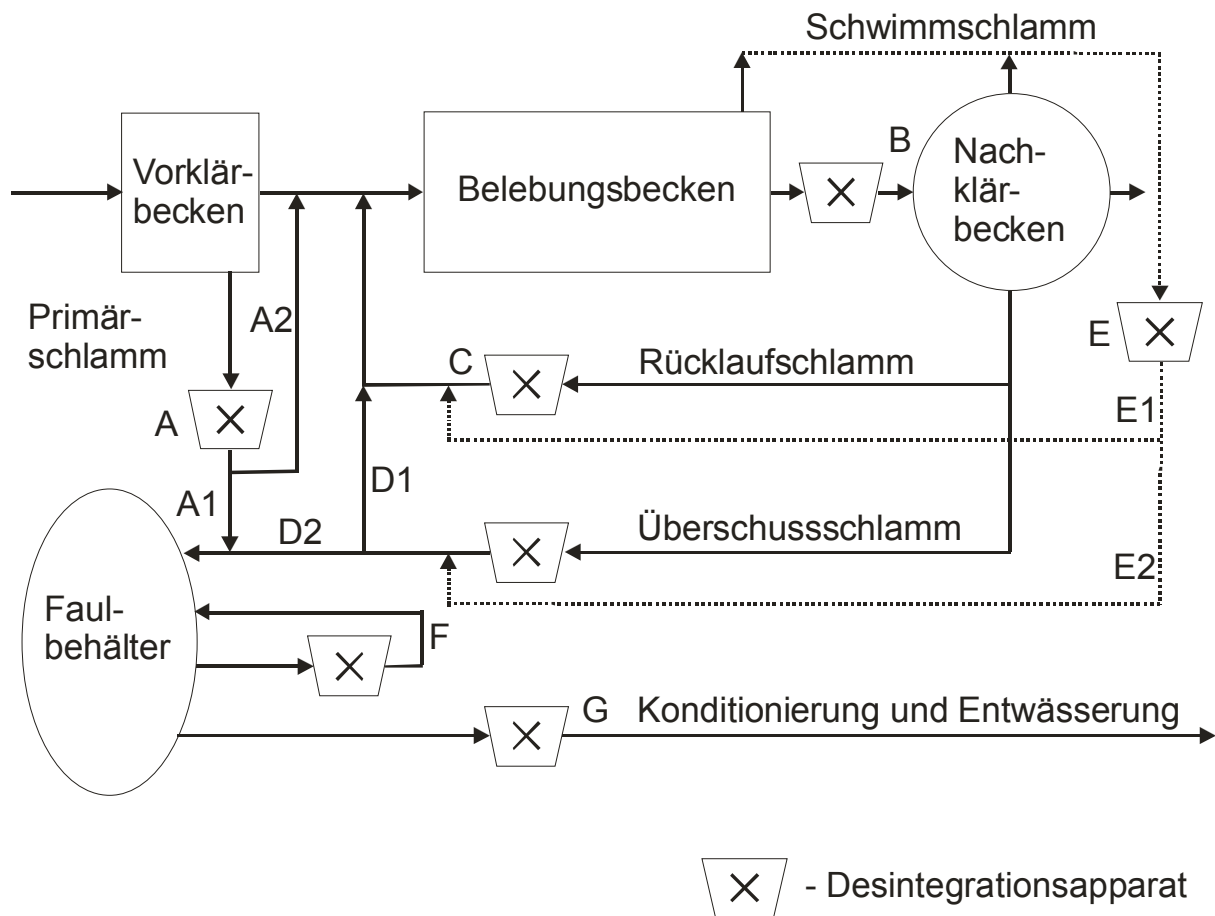


Abbildung 10: Einsatzorte der Desintegration in der Abwasser- und Schlammbehandlung (ATV-DVWK, 2001)

Die Desintegration von Primärschlamm (A) kann mit dem Ziel der Optimierung der Faulung (A1) und der Denitrifikation (A2) durchgeführt werden. Einerseits stellt die Primärschlamm-desintegration auf Grund der Zusammensetzung des Primärschlammes (Faseranteile, mineralische Bestandteile) hohe technische Anforderungen an die Desintegrationstechnik. Zum anderen enthält Primärschlamm nur wenige Mikroorganismen, so dass leicht abbaubare Zellinhaltsstoffe nur im geringen Umfang freigesetzt werden können. Hauptsächlich werden im Primärschlamm durch die Desintegration partikuläre Bestandteile zerkleinert. In Untersuchungen von Müller (1996) wurden keine Verbesserungen des anaeroben Abbaus von Primärschlämmen festgestellt. Auf Grund dessen ist eine Primärschlamm-desintegration nicht zu empfehlen. Erfolgt innerhalb der Vorklärung eine gemeinsame Eindickung von Überschuss- und Primärschlamm sind infolge des höheren Mikroorganismenanteiles positive Auswirkungen der Rohschlamm-desintegration hinsichtlich der Freisetzung leicht abbaubarer

Zellinhaltsstoffe zu erwarten. Die negativen Einflüsse der inhomogenen Primärschlammstruktur auf die Desintegrationstechnik gilt es weiter zu beachten.

Die Desintegration des Überschussschlammes vor dem Zulauf zum Nachklärbecken (B) dient der Schwimmschlammbekämpfung. Primär sollen negative Auswirkungen dieser Mikroorganismen vermieden werden (Feststoffabtrieb aus dem Nachklärbecken, Zwang zur Absenkung des Schlammalters in der biologischen Abwasserbehandlung wegen zu hohem Schlammvolumenindex, Schäumen des Faulbehälters). Durch die Zerstörung der Fadenstruktur werden die Absetzeigenschaften des Klärschlammes verbessert (ATV-DVWK, 2001). Gleichzeitig ist zu beachten, dass sich durch die Desintegration die Verschmutzung des gereinigten Abwassers mit gelösten Inhaltsstoffen und nicht sedimentierbarer Schwebstoffen erhöht. Unter Umständen kann dies zu einer Verschlechterung der Ablaufwerte führen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass durch den Zellaufschluss das erforderliche Schlammalter zur Abwasserbehandlung nicht beeinträchtigt werden darf. Aus genannten Gründen ist für den Punkt B (B) nur eine Teilstromdesintegration bzw. ein Teilaufschluss zu empfehlen.

Auf Grund geringerer Behandlungsvolumenströme kann eine getrennte Schwimmschlammbekämpfung effektiver als Vollstromdesintegration im Punkt E vorgenommen werden. Die relativ kleinen separierten Schlammengen lassen bei einer Rückführung keine negativen Auswirkungen auf die aktive Biomasse und deren Reinigungsleistung erwarten. Darüber hinaus ist das Vermeiden einer direkten Rückkopplung gelöster Inhaltsstoffe und nicht sedimentierbarer Schwebstoffe zum Kläranlagenablauf von Vorteil.

Nach ATV-DVWK (2001) dient die Desintegration des Rücklaufschlammes (C) der Schwimmschlammbekämpfung, der Verminderung des Überschussschlammmanfalls und der der Ausnutzung interner Kohlenstoffquellen für die Denitrifikation. Im Vergleich zur getrennten Schwimmschlamm-desintegration (E) werden bei dieser Verfahrensführung größere Volumenströme behandelt. Jedoch sind negative Auswirkungen freigesetzter gelöster Inhaltsstoffe und nicht sedimentierbarer Schwebstoffe auf den Kläranlagenablauf (B) nicht zu erwarten. Durch die nach der Desintegration folgende biologische Abwasserbehandlung werden die gelösten Inhaltsstoffe zum größten Teil aerob abgebaut und die Schwebstoffe in die Schlammmatrix integriert. Bei der Anwendung der Desintegration im Punkt C ist das erforderliche Schlammalter zur biologischen Abwasserbehandlung durch Teilstrombehandlung oder Teilaufschluss einzuhalten.

Im Punkt D kann die Überschussschlamm-desintegration auf den gesamten Volumenstrom oder einen Teilstrom angewendet werden. Vorteilhaft sind kleine Behandlungsvolumina. Bei der aeroben Abwasserbehandlung werden durch eine Rückführung gelöster Zellbestandteile interne Kohlenstoffverbindungen zur Denitrifikation genutzt (Kunz und Wörne, 1998). Eine vollständige Rezirkulation von desintegriertem Überschussschlamm führt zu einer Minderung der zu entsorgenden Schlammmenge. In der anaeroben Schlammbehandlung wird durch die Desintegration eine Verbesserung des anaeroben Abbaus und der damit verbundenen Erhöhung der Biogasproduktion sowie gleichzeitigen Verminderung des Klärschlammanfalls erreicht. Weiterhin ermöglicht die Desintegration von Überschussschlamm eine Reduzierung der hydraulischen Verweilzeit der anaeroben Schlammstabilisierung, ohne dass das bisherige Stabilisierungsergebnis beeinträchtigt wird. Zu beachten ist die aus dem verbesserten organischen Abbau resultierende Prozesswasserbelastung.

Der Standort F gestattet es, die anaerobe Schlammstabilisierung zu optimieren. Primäre Zielstellung ist die Steigerung des organischen Abbaus (Biogaserhöhung, Minderung des Schlammanfalls). Sekundär kann mit dieser Anordnung auch der Schaumproblematik begegnet werden. Negative Effekte resultieren aus einer verstärkten Prozesswasserbelastung. Bei der Desintegration von Faulschlamm mit Rückführung sind die Aufschlussgrade dem Erhalt der aktiven Biomasse anzupassen. Eine zweistufige Faulung bietet den Vorteil einer Vollstromdesintegration ohne dass der Zellaufschluss zur Aufrechterhaltung der Prozessstabilität beachtet werden muss.

Mit der Anordnung der Desintegration vor der Schlammentwässerung (G) kann die Partikelgrößenverteilung im Klärschlamm so verändert werden, dass höhere Entwässerungsgrade erreicht werden (Friedrich et al., 1999). Eine Beeinflussung der für die Entwässerung notwendigen Bandbreite der Partikelgrößenverteilung kann nur mit der Teilstrom-desintegration erreicht werden. Die Belastungen des Prozesswassers werden durch diesen Anwendungsfall der Teilstromdesintegration erhöht, können aber durch die aerobe Abwasserbehandlung weitgehend eliminiert werden.

Der nachfolgende Literaturüberblick konzentriert sich auf die Darstellung von Ergebnissen zum Einfluss der Desintegration auf das anaerob mesophile Abbauverhalten von Misch- und Überschussschlämmen. In die Auswertung wurden ausschließlich Versuchsergebnisse aufgenommen, die mit einem Referenzreaktor verglichen werden konnten.

4.2 Ergebnisse der Anwendung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung

4.2.1 Rührwerkskugelmühle

Seiler und Pöpel (1998) nutzten für den Zellaufschluss eine Rührwerkskugelmühle des Typs Perl Mill PM 5 RL-V. Mit den verwendeten Zirkonsilikat-Mahlkörpern (0,6 – 1,0 mm) wurde ein chemischer Aufschlussgrad von 20 % A_{CSB} erreicht. Für die Versuche wurde Überschussschlamm der Kläranlage Darmstadt-Eberstadt eingesetzt. Das Schlammalter betrug 16 d. In mesophilen Faulversuchen konnte von Seiler und Pöpel (1998) der positive Einfluss der Desintegration auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm nachgewiesen werden (Tabelle 6). Die Steigerungen des organischen Abbaus betrugen 2,5 – 142,5 %, wobei sich die Steigerungsraten mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung verringerten. Änderungen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls bestätigten die Änderungen des organischen Abbaus. Der Methangehalt des Biogases war mit 71 % für die Referenzreaktoren und mit 72 % für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsbehälter unverändert. Ungewöhnlich sind die berechneten abbau-spezifischen Biogasanfälle von 389 – 604 l/kg GV_{Abbau} . Durch den verbesserten GV-Abbau war eine korrelierende Zunahme der NH_4 -N-Belastung des Prozesswassers zu verzeichnen.

Tabelle 6: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Rührwerkskugelmühle auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Seiler und Pöpel, 1998)

	HRT	GV-Abbau	Biogas		ΔNH_4 -N
	[d]	[%]	[l/kg GV_{Zu}]	[l/kg GV_{Abbau}]	[%]
Referenz	30	35,5	138	389	
RKM 0,6 – 1,0	30	36,4	145	398	4
Referenz	20	19,8	109	549	
RKM 0,6 – 1,0	20	29,4	163	553	68
Referenz	10	13,6	82	592	
RKM 0,6 – 1,0	10	28,4	166	604	92
Referenz	7	12,0	66	550	
RKM 0,6 – 1,0	7	29,1	162	558	112
Referenz	5	11,3	60	529	
RKM 0,6 – 1,0	5	24,3	131	541	110

Müller (1996) setzte bei seinen Untersuchungen zur Desintegration mit einer Rührwerkskugelmühle Mahlkugeln mit einem Durchmesser von 0,75 mm ein. Nach 3 min wurde der Überschussschlamm der Kläranlage Salzgitter-Lebenstedt zu 22 % A_S nach der Sauerstoffverbrauchsrate aufgeschlossen. Das Schlammalter des Überschussschlammes betrug 3 d. In mesophilen Faulversuchen konnte nur für hydraulische Verweilzeiten ≤ 7 d eine Verbesserung des organischen Abbaus erreicht werden. Für eine hydraulische Verweilzeit von 4 d bzw. 7 d stieg der GV-Abbau auf 42 % bzw. 52 %. Gegenüber den Referenzreaktoren verbesserte sich der GV-Abbau um 27 % (4 d HRT) bzw. 7 % (7 d HRT). Bei Verweilzeiten von 10 d bzw. 15 d war der organische Abbau der mit desintegriertem Überschussschlamm beschickten Versuchsbehälter im Vergleich zu den Referenzreaktoren um 3 % bzw. 7 % vermindert. Die GV-Abbaugrade betrugen 53 % (10 d HRT) bzw. 53 % (15 d HRT).

In Desintegrationsversuchen mit Rohschlamm wurde dieser mit Mahlkörpern von 1,25 mm über einen Zeitraum von 1 – 12 min aufgeschlossen und anschließend bei 5 d bzw. 10 d HRT anaerob stabilisiert. Im Ergebnis dieser Untersuchungen konnte kein Einfluss des Zellaufschlusses auf das anaerobe Abbauverhalten von Rohschlamm nachgewiesen werden.

Baier und Schmidheiny (1997) berichteten über das anaerobe Abbauverhalten von mit einer Rührwerkskugelmühle desintegrierten Klärschlämmen. Die Versuche wurden in Batch-Reaktoren mit einem Substrat : Impfschlammverhältnis von 9 : 1 bei einer Temperatur von 35 ± 2 °C durchgeführt. Tabelle 7 zeigt die Ergebnisse nach 500 h Versuchsdauer.

Tabelle 7: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Rührwerkskugelmühle auf dessen anaeroben Abbau – Batch-Versuche (Baier und Schmidheiny, 1997)

	Biogas	GV-Abbau	CSB-Abbau
	[%]		
Referenz ÜS 7 d	100	38	51
RKM ÜS 7 d	110	57	53
Referenz ÜS ≥ 25 d	100	28	21
RKM ÜS ≥ 25 d	97	28	22
Referenz FS	100	4,2	8,4
RKM FS	162	8,8	12,8
Referenz ÜS aerob nachstabilisiert	100	8,4	10,6
RKM ÜS aerob nachstabilisiert	124	16,5	13,9

Der simultan aerob stabilisierte Klärschlamm wurde durch die Desintegration in seinem anaeroben Abbauverhalten nicht beeinflusst. Für die anderen Klärschlämme konnte der Biogasanfall um 10 – 62 % erhöht werden. Gleichzeitig war für diese Klärschlämme eine Verbesserung des GV-Abbaus bzw. CSB-Abbaus zu beobachten. Der GV-Abbau erhöhte sich um 50 – 110 % bzw. der CSB-Abbau um 4 – 52 %.

Auf der Kläranlage Schermbeck wurden von Winter (2003) technische Untersuchungen zu den Auswirkungen des Zellaufschlusses mit einer Vollraum-Rührwerkskugelmühle auf das anaerobe Stabilisierungsverhalten von Überschussschlämmen durchgeführt. Für die Desintegration wurde eine Vollraum-Rührwerkskugelmühle des Typ LME 50 K (Fa. Netzsch Feinmahltechnik) eingesetzt. Als Mahlkörper wurden SAZ-Kugeln (0,6 – 0,8 mm) und Zirkonsand (0,15 – 0,25 mm) verwendet. Der Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 13 d. Winter (2003) führte zunächst Batch-Versuche zum anaeroben Abbauverhalten von desintegriertem Überschussschlamm durch. Die Batch-Versuche wurden 18 d bei 35 °C betrieben. Der Impfschlammanteil betrug 33,3 %. Bei Aufschlussgraden bis zu 86,5 % A_S konnte der Biogasanfall des Überschussschlammes um 23 % erhöht werden. Der Vergleichsreaktor wies eine Biogasproduktion von 165,8 NI/kg GV_{Zu} auf.

Die technische Faulung wurde mit einer hydraulischen Verweilzeit von 17 – 18 d im mesophilen Temperaturbereich betrieben. Der desintegrierte Überschussschlamm wurde gemeinsam mit Primärschlamm anaerob stabilisiert. Die Volumenverhältnisse von Primärschlamm : Überschussschlamm betrugen 1,0 – 1,1 : 2 (7 – 9 m³/d Primärschlamm, 13 – 18 m³/d Überschussschlamm). Für die Versuchsdauer wird von Winter (2003) ein chemischer Aufschlussgrad von 23 % A_{CSB} angegeben. Der Zellaufschluss verbesserte den organischen Abbau von 43,4 % auf 49,5 %. Die Steigerungsrate des GV-Abbaus betrug 14,0 %. Der für den mit der Rührwerkskugelmühle behandelten Klärschlamm ermittelte spezifische Biogasanfall (bis zu 650 NI/kg GV_{Zu}) war nach Winter (2003) fehlerbehaftet. Der Gasanfall wurde auf 552 NI/kg GV_{Zu} korrigiert. Dadurch verringert sich die Steigerungsrate des Biogasanfalls von 24 % auf 19 %.

Tabelle 8 gibt einen Überblick der durch die Desintegration veränderten Prozesswasserbelastung. Für alle Parameter wurde eine Zunahme der Konzentrationen ermittelt. Für den CSB_{mf} fiel die Steigerungsrate mit 19,2 % am höchsten aus. Die festgestellten Änderungen der NH_4 -N-Konzentrationen lagen mit 10,5 % deutlich unter denen des GV-Abbaus bzw. Biogasanfalls.

Tabelle 8: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Vollraum-Rührwerkskugelmühle auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)

	CSB _{mf}	NH ₄ -N	PO ₄ -P
	[mg/l]		
Referenz	101,2	377,2	17,2
RKM	120,6	416,7	17,5

In weiteren Versuchen wurde eine Ringspalt-Rührwerkskugelmühle vom Typ Cosmo 25 (Fa. Draiswerke) getestet. Die Mahlkörper hatten einen Durchmesser von 0,1 mm. In orientierenden Batch-Versuchen wurde Überschussschlamm der Kläranlage Schermbeck 18 d bei 35 °C gefault. Der Impfschlammanteil betrug 33,3 % des Gesamtschlammvolumens. Bei einem Aufschlussgrad nach der Sauerstoffverbrauchsrate von 31 % A_S konnte der Biogasanfall gegenüber der Referenz um 19 % erhöht werden. Der Biogasanfall des Vergleichsreaktors betrug 123,5 NI/kg GV_{Zu}.

Für die technischen Versuche wurde der Überschussschlamm durch die Desintegration zu 16 % A_{CSB} aufgeschlossen. Bei der anschließenden gemeinsamen anaeroben Stabilisierung von Primär- und Überschussschlamm konnte für den mit desintegriertem Überschussschlamm beschickten Reaktor keine Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens festgestellt werden. Nach Winter (2003) ergaben sich unplausible Werte für den GV-Abbau und den Biogasanfall. Der GV-Abbau war infolge Desintegration um 11,9 % vermindert. Auffällig waren der für Rohschlamm geringe GV-Abbau von 29,0 % (Referenz) bzw. 25,9 % (RKM-Behandlung). Für den zufuhrspezifischen Biogasanfall wurde gegenüber dem Referenzreaktor eine Steigerung um 49 % berechnet. Der Biogasanfall erhöhte sich von 358 NI/kg GV_{Zu} (Referenz) auf 532 NI/kg GV_{Zu} (RKM-Behandlung). Nach Winter (2003) war diese Versuchsphase durch Probleme der Volumenstrom- und Gasmengenmessung gekennzeichnet.

Mit Hilfe der Prozesswasserbelastung konnten die anaeroben Abbauleistungen nicht erklärt werden. Durch die Desintegration kam es zu einer Erhöhung der CSB_{mf}, NH₄-N- und PO₄-P-Konzentrationen (Tabelle 9).

Tabelle 9: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ringspalt-Rührwerkskugelmühle auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)

	CSB _{mf}	NH ₄ -N	PO ₄ -P
	[mg/l]		
Referenz	87,2	272,9	20,4
RKM	103,5	292,9	21,0

Palmowski et al. (1999) erreichten bei der Behandlung von Überschussschlamm mit einer Rührwerkskugelmühle einen chemischen Aufschlussgrad von 11 % A_{CSB}. In mesophilen Faulversuchen (20 d HRT) betrug die Steigerung der Biogasausbeute des desintegrierten Überschussschlammes 4,3 %. Dabei erhöhte sich der Biogasanfall von ca. 240 l/kg GV_{Zu} auf 250 l/kg GV_{Zu}. Gleichzeitig verbesserte sich der organische Abbau des desintegrierten Überschussschlammes von ca. 31 % auf 33 %.

Battenberg (2000) führte orientierende Batch-Untersuchungen zum anaeroben Abbauverhalten von mit einer Rührwerkskugelmühle desintegrierten Überschussschlämmen durch. Der Überschussschlamm der Kläranlage Salzgitter Bad (> t_{TS} 25 d) wurde zu 38 % bzw. 56,6 % A_S nach der Sauerstoffverbrauchsrate aufgeschlossen und anschließend mit einem Substrat : Impfschlammanteil von 3 : 1 bei 37 °C gefault. Nach 27 d Faulzeit war zwischen den Ansätzen mit desintegriertem Überschussschlamm und dem Kontrollreaktor nur ein geringer Unterschied in der Biogasproduktion zu verzeichnen (260 – 270 l CH₄/kg GV_{Zu}).

4.2.2 Ultraschallhomogenisator

In Untersuchungen von Kim et al. (2003) wurde Überschussschlamm der Kläranlage Chonan mit Ultraschall (42 kHz, 120 min) desintegriert. Nach der Desintegration konnte der Anteil des gelösten CSB auf 18,4 % erhöht werden (127 % relative Steigerung). In Batch-Versuchen (7 d, 37 °C, Impfschlamm : Substrat = 1 : 1) wurde ein absoluter GV-Abbau von 38,9 % erreicht. Gegenüber dem Vergleichsreaktor war eine Steigerung um 89,8 % zu verzeichnen. Für den Biogasanfall wurde dieser Anstieg nicht festgestellt. Die Erhöhung der Gasproduktion betrug 20,7 %. Absolut wurde für die mit desintegriertem Schlamm beschickten Reaktoren ein Biogasanfall von 4.413 l/m³ Schlamm bzw. 116 l/kg GV_{Zu} ermittelt.

Kopplow (2006) berichtet in seinen Untersuchungen über die Anwendung der Ultraschalltechnik zur Klärschlammdesintegration. Mit einer elektrischen Leistung von 5,5 kW wurde Überschussschlamm der Kläranlage Rostock 10 min aufgeschlossen. Während der Versuche

wurden starke Schwankungen des chemischen Aufschlussgrades festgestellt (12 – 31 % A_{CSB}). Tabelle 10 gibt Mittelwerte des chemischen Aufschlussgrades wieder. Der desintegrierte Überschussschlamm (40 %) wurde gemeinsam mit Primärschlamm (60 %) anaerob mesophil stabilisiert (36 °C, 20 d HRT). Innerhalb des Versuchszeitraumes (40 d) wurden unterschiedliche anaerobe Abbauleistungen beobachtet. Nach 20 d Versuchsdauer ergab sich für den organischen Abbau als letztes 5 d Mittel eine Verbesserung um 2 %. Bei 40 d Versuchsdauer konnte trotz unverändertem Zellaufschluss eine Steigerung des GV-Abbaus um 5 % festgestellt werden. Parallel erhöhte sich der Biogasanfall nach 20 d bzw. 40 d Versuchsdauer um 9,3 % bzw. 4,2 %. Die durch die Desintegration bewirkten Veränderungen des anaeroben Abbauverhaltens der behandelten Überschussschlämme spiegelten sich teilweise in der Prozesswasserbelastung wider. Einerseits konnten die Desintegrationswirkung bzw. der verbesserte organische Abbau durch den Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ - bzw. CSB_{mf} -Konzentrationen des Prozesswassers identifiziert werden. Andererseits waren diese Effekte für P_{ges} nicht nachweisbar.

Tabelle 10: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf den anaeroben Abbau von Mischschlamm – Laborversuche (Kopplow, 2006)

	A _{CSB}	GV-Abbau	Biogas	Prozesswasser		
				CSB _f	NH ₄ -N	P _{ges} (PO ₄ -P)
	[%]	[%]	[l/kg GV _{Zu}]	[mg/l]		
Nach 20 d Versuchsdauer						
Referenz	-	49,1	356			
US 5,5 kW	19	50,1	389			
Nach 40 d Versuchsdauer						
Referenz	-	50,4	380	787	901	310 (25)
US 5,5 kW	19	52,9	396	907	972	277 (19)

Eder (2004) führte halbtechnische Untersuchungen zur Ultraschall-desintegration von Überschussschlamm durch. Für die Untersuchungen wurde Überschussschlamm der Kläranlage Augsburg genutzt. Durch Desintegration konnten CSB-Aufschlussgrade von 7 – 20 % A_{CSB} erreicht werden. Anschließend wurde der Überschussschlamm mit einer hydraulischen Verweilzeit von 20 d bei 36 °C gefault. Ergebnisse der Untersuchungen zeigt Tabelle 11.

Tabelle 11: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche KA Augsburg (Eder, 2004)

	ACS _B	GV	GV-Abbau	Biogas
	[%]			[l/d]
Referenz		58,0	44,0	29,9
US 10 min	15	57,0	47,0	32,1
US 15 min	20	56,5	48,0	33,1
Referenz		59,5	42,0	27,7
US 10 min	10	57,0	47,0	31,2
US 15 min	13	57,0	47,0	32,2
Referenz		60,0	45,0	31,1
US 10 min	8	58,5	51,0	33,9
US 15 min	10	58,0	51,0	35,0
Referenz		61,0	36,0	23,9
US 10 min	7	60,0	40,0	28,6
US 15 min	10	59,0	41,0	29,6
Referenz		64,4	35,0	23,7
US 15 min	10	62,1	41,0	27,6
US 20 min	11	62,3	41,0	28,4

Mit zunehmendem chemischen Aufschlussgrad konnte der anaerobe Abbau verbessert werden. Für den GV-Abbau wurden Steigerungsraten zwischen 6,8 – 17,1 % sowie für den Biogasanfall zwischen 7,4 – 23,8 % festgestellt. Ein direkter Zusammenhang zwischen chemischem Aufschlussgrad und anaerobem Abbau ergab sich nicht. Infolge der Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens der desintegrierten Überschussschlämme stellte Eder (2004) um 30 % bzw. 25 % erhöhte CSB_{mr} bzw. NH₄-N-Prozesswasserkonzentrationen fest. Bezüglich der Phosphatbelastung waren keine Auswirkungen der Desintegration zu beobachten.

Weiterhin untersuchte Eder (2004) den Einfluss der Ultraschall-desintegration auf das anaerobe Abbauverhalten von aufgeschlossenem Überschuss- bzw. Faulschlamm der Kläranlage Holzkirchen. Die desintegrierten Schlämme wurden bei 37 °C und einer hydraulischen Verweilzeit von 20 d anaerob stabilisiert. Tabelle 12 fasst die wesentlichen Versuchsergebnisse zusammen. Durch die Desintegration konnten der GV-Abbau bzw. der Biogas-

anfall des Überschussschlammes um 13,0 % bzw. 9,5 % verbessert werden. Beim Faulschlamm waren die durch die Desintegration bewirkten Steigerungsraten des anaeroben Abbaus mit 77,4 % (GV-Abbau) bzw. 36,9 % (Biogasanfall) deutlich erhöht. Andererseits wiesen die Absolutwerte des anaeroben Abbaus des desintegrierten Faulschlammes ein wesentlich niedrigeres Niveau als die Kennwerte des untersuchten Überschussschlammes auf.

Tabelle 12: Einfluss der Vorbehandlung von Überschuss- und Faulschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche KA Holzkirchen (Eder, 2004)

	A _{CSB}	GV	GV-Abbau	Biogas
	[%]			[l/d]
Überschussschlamm				
Referenz		59,0	46,0	26,2
US 6 min	9	57,7	52,0	28,7
Faulschlamm				
Referenz		57,0	12,4	6,5
US 10 min	10	55,7	22,0	8,9

Auf der Kläranlage Dachau wurden von Eder (2004) großtechnische Untersuchungen zur Ultraschall-desintegration von Überschussschlamm und anschließender gemeinsamer Faulung mit Primärschlamm durchgeführt. Auf Grund hoher hydraulischer Verweilzeiten der anaeroben Schlammstabilisierung (60 d) wurden bei einem chemischen Aufschlussgrad von 5 – 10 % A_{CSB} keine Unterschiede im anaeroben Abbauverhalten der Mischschlämme festgestellt.

Ähnliche Ergebnisse wurden bei der gemeinsamen Faulung von desintegriertem Überschussschlamm und unbehandeltem Primärschlamm der Kläranlage Freising gewonnen. Der erreichte chemische Aufschlussgrad betrug 2 – 4 % A_{CSB}. Die Faulung erfolgte bei einer hydraulischen Verweilzeit von 22 d. Zu beachten ist der ungewöhnlich hohe Primärschlammanteil von 69,6 %. Eder (2004) berechnete für den GV-Abbau eine Verbesserung des Abbaugrades um – 1,8 % bis + 5,2 %. Für den Biogasanfall betrug die Änderung infolge Desintegration – 0,6 %.

Diehm et al. (2004) erzielten durch die Ultraschall-desintegration von Überschussschlamm der Kläranlage Ditzingen einen chemischen Aufschlussgrad von 4,2 % A_{CSB}. In anaeroben Batch-Versuchen (Überschussschlamm : Impfschlamm = 1 : 1) betrug der Biogasanfall

262 l/kg GV_{Zu}. Gegenüber dem Referenzreaktor konnte die spezifische Biogasmenge um 10,1 % gesteigert werden. Analog erhöhte sich der organische Abbau des desintegrierten Überschussschlammes um 12,9 % auf 43,8 %.

Nickel (2001) befasste sich intensiv mit den Auswirkungen der Ultraschall-desintegration auf das anaerobe Abbauverhalten von Klärschlämmen. Für die Untersuchungen wurden Klärschlämme der Kläranlage Bad Bramstedt genutzt. Sie waren stark industriell geprägt (67 % der Zulaufkraft). Der verwendete Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 16 d ($B_{TS} 0,1 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$). Weiterhin wurden Untersuchungen mit Roh- und Faulschlamm durchgeführt. Die Untersuchungen zum Rohschlamm basierten auf einem Mischungsverhältnis von 53 % Primärschlamm und 47 % Überschussschlamm. Die hydraulische Verweilzeit des Faulschlammes betrug 30 d. Nachfolgend werden maßgebliche Ergebnisse der bei 37 °C durchgeführten Faulversuche zusammengefasst (Tabelle 13 - Tabelle 15)

Durch die Desintegration konnte das anaerobe Abbauverhalten des Überschussschlammes verbessert werden. Auffällig sind die unterschiedlichen Steigerungsraten des Biogasanfalls und des GV-Abbaus. Bei einer anaeroben Stabilisierungszeit von 16 d betrug die Biogaszunahme infolge Desintegration 10,5 %. Im Vergleich dazu wurde für den organischen Abbau ein Anstieg um 31,3 % festgestellt. Ähnliche Resultate wurden für eine Faulzeit von 8 d erzielt. Dem im Vergleich zum Referenzreaktor um 16,1 % erhöhten Biogasanfall steht ein um 41,1 % vermehrter GV-Abbau gegenüber.

Tabelle 13: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Nickel, 2001)

	HRT	A _{CSB}	Biogas	GV-Abbau	CSB	NH ₄ -N	P _{ges}
	[d]	[%]	[l/(m ³ _{Reaktor} · d)]	[%]	[mg/l]		
Referenz	16	-	190	32,3	434	468	78,8
31 kHz, 8 W/cm ²	16	20	210	42,4	465	535	86,6
Referenz	8	-	310	27,0	455	440	74,6
31 kHz, 8 W/cm ²	8	20	360	38,1	608	517	80,3
31 kHz, 8 W/cm ²	4	20	520	32,0	1.342	486	81,4

Nach den Versuchsergebnissen ermöglicht die Desintegration eine Verkürzung der anaeroben Stabilisierungszeit von 16 d auf 4 d, ohne dass Veränderungen im organischen Abbauverhalten des Überschussschlammes zu erwarten sind. Es ist zu beachten, dass der zuzufuhr-

spezifische Biogasanfall um 31,5 % unter dem des Referenzreaktors (16 d) liegt. Offensichtlich wurde die Limitierung der Hydrolyse aufgehoben. Die eingeschränkte Biogasproduktion kann teilweise mit Hilfe der CSB-Prozesswasserkonzentrationen erklärt werden. Gleichzeitig korrelieren die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen der Prozesswässer mit den Änderungen des Biogasanfalls. Für die P_{ges} -Prozesswasserkonzentrationen konnte kein direkter Zusammenhang zum organischen Abbauverhalten des Überschussschlammes ermittelt werden.

Die Ergebnisse zur Desintegration von Rohschlamm wiesen z.T. unterschiedliche Tendenzen auf. Während sich bei einer anaeroben Stabilisierungszeit von 22 d der Biogasanfall des desintegrierten Rohschlammes gegenüber dem Referenzreaktor um 3,1 % verminderte, war für den organischen Abbau des aufgeschlossenen Rohschlammes eine Zunahme um 9,8 % beobachtet worden. Die durch die Desintegration bewirkten Änderungen des anaeroben Abbauverhaltens des Rohschlammes konnten lediglich durch die P_{ges} -Prozesswasserkonzentration bestätigt werden. Seitens des CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ waren die Prozesswasserbelastungen unverändert.

Tabelle 14: Einfluss der Vorbehandlung von Rohschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Nickel, 2001)

	HRT	A_{CSB}	Biogas	GV-Abbau	CSB	$\text{NH}_4\text{-N}$	P_{ges}
	[d]	[%]	$[\text{l}/(\text{m}^3_{\text{Reaktor}} \cdot \text{d})]$	[%]	[mg/l]		
Referenz	22	-	320	45,8	359	596	22,1
31 kHz, 11,5 W/cm ²	22	12	310	50,3	353	603	24,2
31 kHz, 11,5 W/cm ²	16	12	410	49,3	342	565	22,6
31 kHz, 11,5 W/cm ²	12	12	510	47,3	371	536	20,8
31 kHz, 11,5 W/cm ²	8	12	710	44,3	385	488	19,6

Bei den Versuchen zur Rohschlamm-desintegration konnte für den aufgeschlossenen Rohschlamm eine Verkürzung der anaeroben Stabilisierungszeit von 22 d auf 8 d erreicht werden, ohne dass sich der organische Abbau gegenüber dem des Referenzreaktors veränderte. Im Gegensatz dazu fiel der zu fuhrspezifische Biogasanfall des desintegrierten Rohschlammes um 19,3 % geringer aus. Diese Abweichungen waren auch mit Hilfe der Prozesswasserbelastung nicht erklärbar.

Tabelle 15 zeigt Auswirkungen der Ultraschall-desintegration auf das anaerobe Abbauverhalten von desintegriertem Faulschlamm.

Tabelle 15: Einfluss der Vorbehandlung von Faulschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Nickel, 2001)

	HRT	A _{CSB}	Biogas	GV-Abbau	CSB	NH ₄ -N	P _{ges}
	[d]	[%]	[l/(m ³ _{Reaktor} · d)]	[%]	[mg/l]		
Referenz	16	-	110	18,2	438	834	17,6
31 kHz, 7,1 W/cm ²	16	8,1	120	22,4	426	870	18,3
Referenz	8	-	150	12,0	391	786	20,2
31 kHz, 7,1 W/cm ²	8	8,1	190	17,4	470	865	24,6
31 kHz, 7,1 W/cm ²	4	8,1	280	13,6	505	870	26,2

Mit sinkender anaerober Stabilisierungszeit gewann die Desintegration an Einfluss. Durch die Desintegration konnte der Biogasanfall der behandelten Faulschlämme gegenüber den Referenzreaktoren um 9,1 % (16 d HRT) bzw. 26,7 % (8 d HRT) gesteigert werden. Gleichzeitig wurde für die aufgeschlossenen Faulschlämme ein um 23,1 % (16 d HRT) bzw. 45 % (8 d HRT) verbesserter organischer Abbau festgestellt. Die ausgewiesenen Änderungen des organischen Abbauverhaltens der aufgeschlossenen Faulschlämme beeinflussen die Prozesswasserbelastung. Ein direkter Zusammenhang zwischen organischem Abbau und einzelnen Parametern der Prozesswasserbelastung konnte nicht ermittelt werden.

Wang et al. (1999) dokumentierten Batch-Versuche zur Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen durch eine Vorbehandlung mit Ultraschall-desintegration. Sie verwendeten Überschussschlamm der Kläranlage Kiagari. Der Überschussschlamm wurde mit einer Frequenz von 9 kHz für 10, 20, 30 und 40 min desintegriert. Für die Batch-Versuche wurden 75 ml Überschussschlamm mit 225 ml Impfschlamm gemischt und bei 36 ± 1 °C gefault. Die Versuchsdauer betrug 11 d. Durch die Desintegration konnte der Methananfall des Vergleichsreaktors um 12 % (10 min), 31 % (20 min), 64 % (30 min) bzw. 69 % (40 min) erhöht werden. Gleichzeitig verbesserte sich der organische Abbau um 11 – 46 %.

Grüning (1998) und Grüning et al. (1997) berichteten über das Biogaspotenzial von Faulschlämmen (Tabelle 16). Die verwendeten Faulschlämme entstammten aus anaeroben Schlammstabilisierungsanlagen, die mit einer hydraulischen Verweilzeit von 19 – 26 d

betrieben wurden. Der Zellaufschluss erfolgte mittels 15-minütiger Ultraschallbehandlung, wobei chemische Aufschlussgrade bis 50 % A_{CSB} erzielt wurden. In Batch-Versuchen wurden die desintegrierten Faulschlämme bei 36 °C für 60 d nachstabilisiert. Auf 1 l desintegrierten Faulschlamm wurden 0,25 l Impfschlamm gegeben.

Tabelle 16: Einfluss der Vorbehandlung von Faulschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Batch-Versuche (Grüning, 1998 und Grüning et al., 1997)

	Steigerung Biogas				Biogas Referenz
	nach 5 d	nach 10 d	nach 30 d	nach 60 d	nach 60 d
	[%]				[l/kg GV _{zu}]
Anlage 1	112	154	121	82	120
Anlage 3	63	72	62	49	190
Anlage 4	- 41	- 11	11	12	310

Die Ergebnisse der Batch-Versuche zeigen Möglichkeiten der Beeinflussung des organischen Abbauverhaltens von Faulschlämmen durch eine Vorbehandlung mit Ultraschall-desintegration auf, wobei für Faulschlämme mit niedrigem Biogaspotenzial die höchsten Effekte nachgewiesen wurden.

In Untersuchungen von Winter (2003) wurde ein Ultraschallhomogenisator der Fa. Sonotronic Nagel GmbH überprüft. Der Zellaufschluss wurde durch 5 Sonotroden mit einer Leistung von jeweils 1 kW, einer Frequenz von 25 kHz und einer Beschallungsintensität von 15 W/cm² verwirklicht. Die Batch-Versuche wurden mit einem Substrat : Impfschlammanteil von 2 : 1 über einem Zeitraum von 26 d bei 35 °C durchgeführt. Der genutzte Überschussschlamm entstammte der Kläranlage Schermbeck und hatte ein Schlammalter von 13 d. Für die Versuche wurden 33,3 %, 50 % sowie 66,6 % des Substrates desintegriert. Der chemische Aufschlussgrad betrug 15 % A_{CSB} . Mit Erhöhung des Anteils aufgeschlossenen Schlammes konnte der Biogasanfall um 10 % gesteigert werden. Der Biogasanfall des Referenzreaktors betrug 152,3 NI/kg GV_{zu}.

In technischen Versuchen wurde Überschussschlamm gemeinsam mit Primärschlamm bei einem Verhältnis von 1,0 – 1,1 : 1,0 mesophil gefault (17 – 18 d HRT). Der Anteil des aufgeschlossenen Überschussschlammes betrug 33,3 % der Überschussschlammgesamtmenge. Durch die Desintegration konnte im behandelten Überschussschlamm ein chemischer Aufschlussgrad von 15 % A_{CSB} erreicht werden, der bei der anschließenden gemeinsamen

anaerob mesophilen Stabilisierung mit unbehandeltem Überschuss- und Primärschlamm zu einer Erhöhung des GV-Abbaus von 48,9 % (Referenz) auf 53,8 % (Faulung mit behandeltem Überschussschlammanteil) führte. Die von Winter (2003) für den GV-Abbau ausgewiesene Steigerungsrate von 9,9 % konnte für den Biogasanfall nicht nachgewiesen werden. Im Gegensatz zum GV-Abbau wurde für den mit desintegriertem Überschussschlammanteil beschickten Reaktor ein gegenüber dem Vergleichsreaktor verminderter Biogasanfall bestimmt. Mit Hilfe der Prozesswasserbelastung konnten die Widersprüche des organischen Abbaus nicht geklärt werden. Insgesamt führte die Desintegration zu einer geringfügigen Zunahme der Prozesswasserkonzentrationen (Tabelle 17).

Tabelle 17: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)

	CSB _{mf}	NH ₄ -N	PO ₄ -P
	[mg/l]		
Referenz	115,7	426,0	12,5
US	118,2	445,9	13,0

Lafitte-Trouqué und Forster (2002) untersuchten Einsatzmöglichkeiten der Verfahrenskombination Ultraschall-desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung zur Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlamm. Für die Versuche wurde ein Ultraschallhomogenisator des Typs Soniprep 150 der Fa. MSE Scientific Instruments genutzt. Der Überschussschlamm wurde 90 s mit einer Frequenz von 23 kHz beschallt. Nach der Desintegration wurde der Überschussschlamm bei Verweilzeiten von 8 d, 10 d und 12 d mesophil bzw. thermophil im Labormaßstab stabilisiert. Bei den von Lafitte-Trouqué und Forster (2002) durchgeführten Untersuchungen war für die Verfahrenskombination Ultraschall-desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung keine Verbesserung des organischen Abbaus der Überschussschlämme nachweisbar (Tabelle 18). Gegenüber den Referenzreaktoren wurden Verringerungen des GV-Abbaus um 7 – 17 % (35 °C) bzw. um 5 – 35 % (55 °C) registriert. Lediglich für den bei 12 d HRT betriebenen mesophilen Reaktor konnte eine Verbesserung des organischen Abbaus um 5 % erreicht werden. In der Diskussion der Versuchsergebnisse sind die abbauspezifischen Methananfälle der mesophilen und thermophilen Reaktoren zu beachten.

Tabelle 18: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Labor-Versuche (Lafitte-Trouqué und Forster, 2002)

	HRT	GV-Abbau	Biogas
	[d]	[%]	[l CH ₄ /kg GV-Abbau]
35 °C			
Referenz	8	27	153
US 23 kHz	8	25	169
Referenz	10	18	238
US 23 kHz	10	15	280
Referenz	12	19	252
US 23 kHz	12	20	245
55 °C			
Referenz	8	29	321
US 23 kHz	8	19	474
Referenz	10	41	412
US 23 kHz	10	39	500
Referenz	12	30	433
US 23 kHz	12	27	486

4.2.3 Hochdruckhomogenisator

In Untersuchungen von Kopplow (2006) wird über den Einsatz eines Hochdruckhomogenisators in Zusammenhang mit der Optimierung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlamm berichtet. Im Rahmen der Versuchsdurchführung wurde Überschussschlamm der Kläranlage Rostock mit einmaligem Durchlauf des Hochdruckhomogenisators bei 300 bar bzw. 600 bar desintegriert. Die anaerobe Stabilisierung des Überschussschlammes erfolgte gemeinsam mit Primärschlamm in einem Verhältnis von 60 : 40 bei 36 °C. Die Faulzeit betrug 20 d. Tabelle 19 fasst die gleitenden Mittelwerte (5- d) am Ende der Versuche zusammen. Mit Hilfe der Desintegration konnte der GV-Abbau des Mischschlammes um 3,2 % (300 bar) bzw. 6,7 % (600 bar) erhöht werden. Für den Biogasanfall wurden Steigerungsraten von – 5,0 % (300 bar) bzw. 17,8 % (600 bar) ermittelt. Mit der Verbesserung des anaeroben Abbaus war ein Anstieg der Prozesswasserbelastung zu beobachten, wobei die größten Änderungen bei den CSB_F- und NH₄-N-Konzentrationen auftraten. Die Auswertungen wurden durch die extrem kurze Versuchsdauer von 24 d und starken Zulaufschwankungen erschwert.

Tabelle 19: Einfluss der Vorbehandlung von Mischschlamm mit Hochdruckhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Kopplow, 2006)

	A_{CSB}	GV-Abbau	Biogas	Prozesswasser		
				CSB_f	NH_4-N	P_{ges}
	[%]	[%]	[l/kg GV _{zu}]	[mg/l]		
Referenz	-	40,1	360	3.309	794	256
300 bar	17	41,4	342	3.865	909	276
600 bar	18	42,8	424	4.021	946	294

Bei den von Wendler (2005, 2003) durchgeführten Untersuchungen zum Leistungsvermögen der Verfahrenskombination Hochdruckhomogenisator + anaerob mesophile Stabilisierung wurde Überschussschlamm der Kläranlage Hildesheim (t_{TS} 18 d) mit einem Homogenisierdruck von 400 bar bzw. 470 bar aufgeschlossen (Tabelle 20). Mit den angewandten Homogenisierdrücken wurden chemische Aufschlussgrade von 31 % A_{CSB} (400 bar) bzw. 19 % A_{CSB} (470 bar) erreicht. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm mit einer hydraulischen Verweilzeit von 23,3 d bei 37 °C anaerob stabilisiert.

Tabelle 20: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Hochdruckhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Wendler, 2005)

	HRT	GV-Abbau	Biogas	Prozesswasser		
				ΔCSB_{mf}	ΔNH_4-N	ΔPO_4-P
	[d]	[%]	[l/d]	[%]		
Referenz	23,3	42	190			
400 bar	23,3	42	230	30	13	2
Referenz	23,3	35	190			
470 bar	23,3	39	270	28	23	- 9

Durch die Desintegration wurde der Biogasanfall des Überschussschlammes um 22 % (400 bar) bzw. 39 % (470 bar) erhöht. Die Zusammensetzung des Biogases war sowohl für die Referenzreaktoren (67 % CH_4) als auch für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren (65 % CH_4) nahezu identisch. Die Änderungen des Biogasanfalls konnten durch einen adäquaten GV-Abbau nicht bestätigt werden. In den Berechnungen war der GV-Abbau unverändert (400 bar) bzw. um 11,4 % erhöht (470 bar). Das durch die Desintegration geänderte anaerobe Abbauverhalten des Überschussschlammes führte seitens

der CSB_{mf} - und NH_4 -N-Konzentrationen zu einem Anstieg der Prozesswasserbelastung. Für die PO_4 -P-Belastung des Prozesswassers lag kein eindeutiger Trend vor.

Winter (2003) befasste sich mit den Einsatzmöglichkeiten einer in den anaeroben Schlammstabilisierungsprozess implementierten Teilstromdesintegration eines Hochdruckhomogenisators. Die Versuchsreaktoren wurden mit Überschussschlamm (t_{TS} 14 d) der Kläranlage Braunschweig beschickt und mit einer hydraulischen Verweilzeit von 15 d bei 37 °C betrieben. Der Reaktorinhalt wurde in Teilströmen von 2,7 %, 5,8 % und 13,3 % mit einem Hochdruckhomogenisator LAB 60-10 TBS der Fa. APV Homogenisier GmbH desintegriert. Tabelle 21 gibt einen Überblick der Versuchsergebnisse. Durch eine Vergrößerung des aufgeschlossenen Faulschlammanteils konnte der GV-Abbau verstärkt werden. Die von Winter (2003) berechneten Steigerungen des GV-Abbaus waren durch die Auswertungen des Biogasfalls nicht nachweisbar. Gleichzeitig war durch den verbesserten anaeroben Abbau eine Erhöhung der CSB_{mf} - und NH_4 -N-Prozesswasserbelastung zu verzeichnen. Für P_{ges} konnten keine eindeutigen Schlussfolgerungen gezogen werden.

Tabelle 21: Einfluss der Teilstrombehandlung von Faulschlamm mit Hochdruckhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Winter, 2003)

	A_{CSB}	GV-Abbau	Steigerung GV-Abbau	CSB_{mf}	NH_4 -N	P_{ges}
	[%]			[mg/l]		
Referenz	-	25,0				
HDH 2,7 % Teilstrom	15,6					
HDH 5,8 % Teilstrom	15,3	28,6	14,0			
Referenz	-					
HDH 2,7 % Teilstrom	23,2		9,0			
HDH 5,8 % Teilstrom	20,9		13,0			
Referenz	-			63,1	241,9	105,5
HDH 2,7 % Teilstrom	23,1			62,7	256,6	107,6
HDH 13,3 % Teilstrom	19,9		37,0	101,0	271,6	101,0

Scheminski et al. (1998) untersuchten Anwendungsmöglichkeiten der Desintegration zur Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens von Faulschlamm. Infolge der Vorbehandlung mit einem Hochdruckhomogenisator (450 bar) wurde im Faulschlamm ein chemischer Aufschlussgrad von 12 % A_{CSB} erreicht. In anschließenden Batch-Versuchen wurde nach 22 d

gegenüber dem Referenzreaktor ein erhöhter GV-Abbau festgestellt (+ 39 %). Der absolute GV-Abbau betrug für den Referenzreaktor bzw. für den mit desintegriertem Faulschlamm beschickten Reaktor 18 % bzw. 25 %.

Bei kontinuierlichen Laborversuchen wurde der Faulschlamm mit einem Homogenisierdruck von 200 bar bzw. 400 bar zu 11,8 % A_{CSB} bzw. 20,3 % A_{CSB} aufgeschlossen. Anschließend wurde der desintegrierte Faulschlamm 10 d anaerob mesophil nachstabilisiert, wobei ein GV-Abbau von 31 % (200 bar) bzw. 36 % (400 bar) registriert wurde. Gegenüber dem Vergleichsreaktor war der GV-Abbau um 14,8 % (200 bar) bzw. 33,3 % (400 bar) erhöht.

Battenberg (2000) führte Untersuchungen zur Wirkung der Verfahrenskombination Hochdruckhomogenisator-Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung durch. Für die Versuche wurde Überschussschlamm der Kläranlage Bottrop (13 t_{TS}) bei Druckdifferenzen von 200 – 1000 bar aufgeschlossen. Anschließend wurde dieser in Batch-Reaktoren anaerob mesophil stabilisiert (37 °C). Das Substrat : Impfschlammverhältnis betrug 3 : 1. Mit zunehmender Druckdifferenz konnte die Methanbildung gesteigert werden. Nach 23 d Faulzeit war für die mit desintegriertem Überschussschlamm beschickten Reaktoren ein gegenüber dem Referenzreaktor um 8 – 16 % höherer Methanfall gemessen worden. Maximal wurden 400 l CH₄/kg GV_{Zu} erzeugt.

4.2.4 Elektroporation/Hochleistungspulstechnik

Kopplow (2006) stellt Ergebnisse der Behandlung von Überschussschlämmen mit der Verfahrenskombination Elektroporation + anaerob mesophile Schlammstabilisierung vor (Tabelle 22). Der Zellaufschluss des Überschussschlammes wurde in der ersten Versuchsphase (35 d) mit einer Frequenz von 20,2 Hz bei einer elektrischen Feldstärke von 21 kV/cm durchgeführt. In der zweiten Versuchsphase (24 d) erfolgte die Überschussschlamm-desintegration mit einer Frequenz von 67,8 Hz bei einer elektrischen Feldstärke von 19,6 kV/cm. Durch diese Vorbehandlung wurden im Überschussschlamm in der ersten bzw. zweiten Versuchsphase chemische Aufschlussgrade von 8,5 % A_{CSB} bzw. 15,0 % A_{CSB} erzielt. Anschließend wurde der Überschussschlamm gemeinsam mit Primärschlamm bei einer hydraulischen Verweilzeit von 20 d anaerob mesophil stabilisiert (36 °C). Die Volumenanteile betrugen 40 % für den Überschussschlamm und 60 % für den Primärschlamm. Für den mit desintegriertem Überschussschlamm beschickten Reaktor konnte am Ende der ersten Versuchsphase eine Verbesserung des GV-Abbaus des Referenzreaktors um 8,9 % erreicht werden. Im Gegensatz dazu ergab sich für den Biogasanfall eine Steigerungsrate von 48,6 %.

Die Problematik dieser Versuchsphase wird durch den schwankenden GV-Abbau (40 - 60 %) deutlich.

Tabelle 22: Einfluss der Vorbehandlung von Mischschlamm mit Hochleistungspulstechnik auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Kopplow, 2006)

	A _{CSB}	GV-Abbau	Biogas	Prozesswasser		
				CSB _f	NH ₄ -N	P _{ges} (PO ₄ -P)
	[%]	[%]	[l/kg GV _{zu}]	[mg/l]		
Versuchsphase 1						
Referenz	-	40,5	278	1.285	851	360 (42,2)
20,2 Hz; 45,5 kWh	8,5	44,1	413	1.354	843	360 (56,0)
Versuchsphase 2						
Referenz	-	40,8	420	789	740	690 (43,1)
67,8 Hz, 81,1 kWh	15,0	42,9	445	870	850	429 (42,9)

Der verbesserte anaerobe Abbau des desintegrierten Überschussschlammes führte zu einer um 5,4 % erhöhten CSB_f-Prozesswasserkonzentration. Für NH₄-N und P_{ges} wurden keine Änderungen der Prozesswasserzusammensetzung festgestellt. In der zweiten Versuchsphase wurde der Zellaufschluss des Überschussschlammes gesteigert. Allerdings bewirkten diese Versuchseinstellungen keine Verbesserung der Ergebnisse der ersten Versuchsphase. Die für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktor ermittelten Steigerungsraten des GV-Abbaus und des Biogasanfalls des Referenzreaktors fielen gegenüber der ersten Versuchsphase deutlich geringer aus. Kopplow (2006) begründet dieses mit Erosion bzw. Korrosion der Elektroden. Trotz geringerer Änderungen der Umsatzraten war für den höheren Desintegrationsgrad eine stärkere Zunahme der CSB_f- und NH₄-N-Prozesswasserbelastung festzustellen, wobei die Konzentrationen deutlich unter denen der ersten Versuchsphase lagen. Für P_{ges} wurde in der zweiten Versuchsphase eine höhere Prozesswasserkonzentration als in der ersten Versuchsphase bestimmt. Diese Abweichung war durch die Veränderung des P-Gehaltes des untersuchten Rohschlammes bedingt.

Weise Th.H.G.G. und Jung M. (1998) berichteten über den technischen Einsatz der Hochleistungspulstechnik zum Zellaufschluss von Überschussschlamm. Nach der Desintegration wurde der Überschussschlamm gemeinsam mit Primärschlamm anaerob stabilisiert

(20 d HRT). In einer zweimonatigen Versuchsphase konnte für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktor eine Steigerung des Referenzbiogasanfalls um 12 % nachgewiesen werden.

Jung et al. (2001) führten Laboruntersuchungen zur Desintegration von Überschussschlamm unter Anwendung der Hochleistungspulstechnik und anschließender anaerober Stabilisierung (20 d HRT) durch. In Abhängigkeit des bei der Vorbehandlung erzielten Zellaufschlusses konnte der Biogasanfall gegenüber dem Vergleichsreaktor um 40 – 70 % erhöht werden.

4.2.5 Ozon

Kroiss et al. (2003) berichteten über Anwendungsmöglichkeiten von Ozon zur Klärschlamm-desintegration. Für die Laborversuche wurde Faulschlamm (30 d HRT) der Kläranlage Linz-Asten genutzt. Der Zellaufschluss erfolgte mit Ozondosen von 0,015 g O₃/g GV bzw. 0,09 g O₃/g GV, wodurch sich der gelöste CSB des Faulschlammes um 225 % (0,015 g O₃/g GV) bzw. 385 % (0,09 g O₃/g GV) erhöhte. Durch eine anschließende mesophile Nachstabilisierung des desintegrierten Faulschlammes wurde ein CSB-Abbau von 20 % erreicht, das einer Steigerung des CSB-Abbaus des Referenzreaktors um 53,8 % entsprach. Die Stickstoffbelastung des Prozesswassers korrelierte mit dem CSB-Abbau.

Bei den von Winter (2003) dargestellten Untersuchungen zur Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung wurde der Zellaufschluss mit Ozondosen von 0,01 – 0,06 g O₃/g TR durchgeführt. Zunächst überprüfte Winter (2003) das anaerob mesophile Abbauverhalten von desintegriertem Überschussschlamm der Kläranlage Schermbeck (t_{TS} 13 d) im Batch-Betrieb. Die Batch-Reaktoren wurden 24 d bei 35 °C betrieben. Der Impfschlammanteil betrug 33,3 %. Mit einem chemischen Aufschlussgrad von 27 % A_{CSB} ergab sich für den aufgeschlossenen Überschussschlamm ein gegenüber dem Referenzreaktor um 18 % erhöhter Biogasanfall. Für den Referenzreaktor wurde ein Biogasanfall von 140 Nl/kg GV_{Zu} ermittelt.

Im technischen Einsatz wurde der Überschussschlamm der Kläranlage Schermbeck mit einer Ozondosis von 0,052 g O₃/g TR behandelt, wodurch ein mittlerer chemischer Aufschlussgrad von 35 % A_{CSB} erreicht wurde. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm gemeinsam mit Primärschlamm bei einer hydraulischen Verweilzeit von 18 d anaerob mesophil stabilisiert. Die Volumenverhältnisse von Primärschlamm : Überschussschlamm betrugen 1,0 – 1,1 : 2 (7 – 9 m³/d Primärschlamm, 13 – 18 m³/d Überschussschlamm). Der Zellaufschluss verbesserte den GV-Abbau des unbehandelten Rohschlammes von 48,8 % auf

58,4 %. Die Steigerungsrate des GV-Abbaus von 19,7 % konnte nicht durch einen äquivalenten Biogasanfall nachgewiesen werden. Im Auswertezeitraum lag der zufuhrspezifische Biogasanfall des mit desintegriertem Überschussschlammanteil betriebenen Reaktors ca. 100 NI/kg GV_{Zu} unter dem des Referenzreaktors (ca. 480 NI/kg GV_{Zu}).

Tabelle 23 gibt einen Überblick der durch die Desintegration veränderten Prozesswasserbelastung, wobei für alle Parameter eine Zunahme der Konzentrationen ermittelt wurde.

Tabelle 23: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ozon auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)

	CSB _{mf}	NH ₄ -N	PO ₄ -P
	[mg/l]		
Referenz	132,3	352,7	18,0
Ozon	210,8	410,5	18,8

Nach Winter (2003) kann die Ozon-Behandlung zu einer verstärkten Bildung anaerob nicht abbaubarer Substanzen führen (Steigerung der CSB_{mf}-Konzentration). Die Änderung der NH₄-N-Konzentration lag mit 16,4 % im Bereich der Erhöhung des GV-Abbaus.

Scheminski et al. (1998) deintegrierten Faulschlämme mit Ozondosen von 0,023 g O₃/g GV bzw. 0,094 g O₃/g GV. Dabei wurden chemische Aufschlussgrade von 15 % A_{CSB} bzw. 41 % A_{CSB} erreicht. Dieser Zellaufschluss führte bei anaerob mesophil betriebenen Batch-Versuchen nach 22 d zu Steigerungen des GV-Abbaus um 48 % (15 % A_{CSB}) bzw. um 136 % (41 % A_{CSB}). Der Referenzreaktor wies einen GV-Abbau von 18 % auf. In kontinuierlichen Laborversuchen wurde der Faulschlamm mit einer Ozondosis von 0,1 g O₃/g GV desintegriert, wodurch 50,3 % des A_{CSB} gelöst wurden. Anschließend wurde der desintegrierte Faulschlamm 10 d anaerob mesophil nachstabilisiert. Die Kombination aus Ozonung von Faulschlamm + anaerob mesophile Nachstabilisierung bewirkte eine Erhöhung des GV-Abbaus des Ausgangsfaulschlammes von 18 % auf 42 %. Die alleinige Nachstabilisierung des unbehandelten Faulschlammes steigerte den GV-Abbau von 18 % auf 27 %.

Goel et al. (2004) berichteten über die anaerobe Stabilisierung von ozonisiertem Faulschlamm. Ausgangspunkt der Untersuchungen stellte Rohschlamm mit einem Primär-Überschussschlamm-Verhältnis von 1 : 3,5 dar. Der Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 6 – 7 d. Während der anaeroben Stabilisierung des Rohschlammes wurden täglich 6,4 % des Reaktorinhaltes mit 0,026 g O₃/kg GV desintegriert. Infolge dieser

Behandlung konnte der GV-Abbau des Rohschlammes von 59 % auf 81 % erhöht werden. Weitere Kenngrößen wurden nicht ermittelt. Goel et al. (2004) stellten bei den Versuchen eine Feststoffanreicherung fest, so dass die hydraulischen Verweilzeiten von 55 d nicht dem Schlammalter entsprachen. Die berechneten Schlammalter betrugen für den Referenzreaktor bzw. für den mit ozonisiertem Faulschlamm betriebenen Reaktor 144 d bzw. 275 d.

Goel et al. (2003) führten Untersuchungen zum Abbauverhalten von ozoniertem Überschussschlamm durch. Der verwendete Überschussschlamm (t_{TS} 10 d) wurde in einer Laborversuchsanlage mit künstlichem Substrat erzeugt und mit Ozonmengen von 0,015 g O₃/g TS bzw. 0,05 g O₃/g TS versetzt. Durch die Ozonung wurden 19 % bzw. 37 % des Feststoffes in Lösung überführt. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm bei 35 °C anaerob mesophil stabilisiert (Tabelle 24). Mit dieser Behandlung konnte der GV-Abbau der Referenzreaktoren um 29 % (0,015 g O₃/g TS) bzw. 85 % (0,05 g O₃/g TS) erhöht werden, wobei maximal 59 % GV-Abbau erreicht wurden. Ähnliche Steigerungsraten waren für den Biogasanfall sowie für die NH₄-N-Prozesswasserbelastung zu beobachten.

Tabelle 24: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ozon auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Goel et al., 2003)

	HRT	GV-Abbau	Biogas	NH ₄ -N
	[d]	[%]	[l CH ₄ /kg GV _{Zu}]	[mg/l]
Referenz	28	35	200	745
0,015 g O ₃ /g TS	28	37	210	824
Referenz	14	24	120	647
0,015 g O ₃ /g TS	14	31	140	770
Referenz	28	31	120	830
0,05 g O ₃ /g TS	28	59	250	1.357
Referenz	14	27	110	718
0,05 g O ₃ /g TS	14	50	200	1.302

Yeom et al. (2002) untersuchten in Batch-Versuchen die Beeinflussbarkeit des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Klärschlamm durch eine vorgeschaltete Ozonbehandlung. Eine genauere Charakterisierung des Klärschlammes wurde nicht vorgenommen. Die Ozonosis wurde zwischen 0,02 – 0,5 g O₃/g TS variiert. Das Volumenverhältnis von Substrat : Impfschlamm betrug 1 : 1. Mit zunehmender Ozonmenge erhöhte sich der Biogas-

anfall, wobei der Unterschied zwischen 0,2 g O₃/g TS und 0,5 g O₃/g TS gering war. Nach 30 d Faulzeit wurden Steigerungsraten des Biogasanfalls zwischen 17 – 114 % registriert.

Weemaes et al. (2000) führten anaerob mesophile Batch-Versuche mit ozonisiertem Rohschlamm durch. Der verwendete Rohschlamm entstammte der Kläranlage Gent. Für die Untersuchungen wurde dieser mit einer Ozondosis von 0,05 g O₃/g CSB, 0,1 g O₃/g CSB bzw. 0,2 g O₃/g CSB versetzt, wodurch 29 – 45 % des CSB bzw. 41 – 73 % des GV gelöst werden konnten. Die anschließenden Batch-Versuche wurden 30 d bei einer Temperatur von 33 °C durchgeführt. Das Substrat : Impfschlammverhältnis betrug 3 : 1. Bis zu einer Ozondosis von 0,1 g O₃/g CSB führte eine Erhöhung Ozonzugabemenge zu einer weiteren Verbesserung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des desintegrierten Rohschlammes. Im Gegensatz dazu bewirkte eine Ozondosis von 0,2 g O₃/g CSB die geringsten Veränderungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des Referenzrohschlammes. In Auswertung der Versuche war für die Verfahrenskombination Ozonung + anaerob mesophile Schlammstabilisierung eine Erhöhung der Biogasproduktion des Referenzreaktors (124 l CH₄/kg CSB_{Zu}) um 31 – 78 % nachweisbar. Diese konnte durch die Verbesserungen des CSB-Abbau des Referenzreaktors von 36 % auf 47 – 64 % bestätigt werden.

Battenberg (2000) berichtete über anaerob mesophile Batch-Versuche mit ozonisiertem Faulschlamm. Für die Versuche wurde Faulschlamm der Kläranlage Hildesheim (20 d HRT) mit Ozondosen von 0,26 O₃ g/l, 1,72 O₃ g/l bzw. 3,12 O₃ g/l aufgeschlossen. Anschließend wurde dieser mit einem Substrat : Impfschlamm-Verhältnis von 4 : 1 bei 37 °C anaerob mesophil stabilisiert. Nach 28 d Versuchsdauer konnte für die Verfahrenskombination Ozonung + anaerob mesophile Schlammstabilisierung eine Erhöhung des Methananfalls des Referenzreaktors (165 l CH₄/kg GV_{Zu}) um 84 – 176 % festgestellt werden.

4.2.6 Lysatzentrifuge

Dohanyos et al. (2000) nutzten für ihre Versuche zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung eine Lysatzentrifuge. Die Versuche wurden mit Überschussschlamm der Kläranlage Klatovy durchgeführt. Das Schlammalter des Überschussschlammes wurde mit 4 d bzw. 10 d angegeben. Durch den Zellaufschluss erhöhte sich das CSB_{mf}/CSB_{ges}-Verhältnis im Überschussschlamm von 1 % auf 5 %. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm in Batch-Reaktoren bei 35 °C anaerob mesophil stabilisiert. Konstante Versuchszeiträume wurden nicht festgelegt. Mit zunehmendem Schlammalter des verwendeten Überschussschlammes wurden von Dohanyos et al. (2000)

größere Steigerungsraten des Methananfalls beobachtet. Für ein Schlammalter von 4 d betrug die mittlere Steigerungsrate der Methanproduktion 11,5 % (0 – 31,6 % Schwankungsbreite). Im Vergleich dazu wurde für Überschussschlamm mit einem Schlammalter von 10 d eine mittlere Steigerungsrate des Biogasanfalls von 31,3 % (6,9 – 90 % Schwankungsbreite) erreicht.

In vorangegangenen Batch-Versuchen steigerten Dohanoy et al. (1997) den Methananfall unbehandelter Überschussschlämme durch eine Vorbehandlung mit einer Lysatzentrifuge um 84,6 %. Als Versuchseinstellungen wurden eine Dauer von 25 d und eine Temperatur von 35 °C gewählt. Parallel zu den Untersuchungen mit Überschussschlamm wurden diese mit Rohschlamm bei einem Überschussschlamm zu Primärschlammverhältnis von 1,1 : 1 durchgeführt. Gegenüber dem Referenzreaktor wurde für den mit desintegriertem Überschussschlammanteil stabilisierten Rohschlamm ein um 24,0 % erhöhter Biogasanfall bestimmt.

Winter (2003) berichtete über den technischen Einsatz einer Lysatzentrifuge zur Beeinflussung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen. Für die Versuche wurde eine Lysatzentrifuge vom Typ DECATHICK DT 31-422 der Fa. Hiller verwendet. Zunächst überprüfte Winter (2003) das anaerob mesophile Abbauverhalten von desintegriertem Überschussschlamm der Kläranlage Schermbeck (t_{TS} 13 d) im Batch-Betrieb. Die Batch-Versuche wurden über eine Dauer von 24 d bei einer Temperatur von 35 °C durchgeführt. Der Impfschlammanteil betrug 33,3 %. Mit einem chemischen Aufschlussgrad von 8 % A_{CSB} ergab sich für den desintegrierten Überschussschlamm ein gegenüber dem Referenzreaktor um 7 % erhöhter Biogasanfall. Für den Referenzreaktor wurde der Biogasanfall zu 213 NI/kg GV_{Zu} bestimmt.

In den technischen Versuchen wurde der Überschussschlamm durch die Lysatzentrifuge zu 5 % A_{CSB} aufgeschlossen. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm gemeinsam mit Primärschlamm im Verhältnis 1,0 -1,1 : 1,0 bei einer Verweilzeit von 18 d anaerob mesophil stabilisiert. Während der Versuche konnte durch die Verfahrenskombination Desintegration mit einer Lysatzentrifuge + anaerob mesophile Schlammstabilisierung keine Verbesserung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des verwendeten Rohschlammes erreicht werden. Entgegen den Erwartungen war der GV-Abbau des mit desintegriertem Überschussschlamm vermischten Primärschlammes im Vergleich zu dem des Referenzreaktors um 6,3 % vermindert. Die Absolutwerte des GV-Abbaus betrugen für den Referenzreaktor bzw. für den mit desintegriertem Überschussschlammanteil betriebenen

Reaktor 52,4 % bzw. 49,1 %. Die Änderungen des GV-Abbaus konnten im Biogasanfall nicht nachgewiesen werden. In dieser Versuchsphase traten Probleme mit der Biogasmessung auf. Aus der von Winter (2003) vorgenommenen Korrektur resultierte für den mit desintegriertem Überschussschlammanteil betriebenen Reaktor ein gegenüber dem Referenzreaktor um 26 % verminderter Biogasanfall.

Im Vergleich zu den Ergebnissen des GV-Abbaus und des Biogasanfalls wurde für das Prozesswasser bei der Verfahrenskombination Desintegration mit einer Lysatzentrifuge + anaerob mesophile Schlammstabilisierung eine höhere Belastung als beim Referenzreaktor beobachtet (Tabelle 25). Für $\text{PO}_4\text{-P}$ wurde mit 36,1 % eine besonders starke Zunahme der Prozesswasserbelastung gefunden, die jedoch nicht erklärt werden konnte.

Tabelle 25: Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Lysatzentrifuge auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)

	CSB _{mf}	NH ₄ -N	PO ₄ -P
	[mg/l]		
Referenz	117,8	443,8	14,1
Lysatzentrifuge	128,0	491,0	19,2

4.2.7 Laugenaufschluss

Nowak et al. (2002) setzten NaOH zur Desintegration von Überschussschlamm ein. Für die Untersuchungen wurde Überschussschlamm der Kläranlage Wien-Blumental (t_{RS} 4 d, keine Vorklärung) genutzt. Der Zellaufschluss des Überschussschlammes erfolgte mit einer mittleren Dosis von 0,11 g NaOH/g TS. Durch die Zugabe der Lauge erhöhte sich der pH-Wert von 7 auf ca. 12. Nach einer Einwirkzeit von 5 h stabilisierte sich der pH-Wert bei 10, wodurch der desintegrierte Überschussschlamm ohne Neutralisation dem mesophilen Faulbehälter (25 d HRT) zugeführt werden konnte. Im Ergebnis stellten die Autoren für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor einen um 2 % gesteigerten CSB- bzw. GV-Abbau des Referenzreaktors fest. Die CSB- und NH₄-N-Prozesswasserbelastungen der Reaktoren blieben unverändert.

In weiteren Versuchen wurde Faulschlamm alkalisch desintegriert und anaerob mesophil nachstabilisiert. Für die Untersuchungen wurde Faulschlamm (30 d HRT) der Kläranlage Linz-Asten genutzt. Nach einstündiger Vorbelüftung wurde der Faulschlamm mit

0,3 g NaOH/g TS versetzt. Der Zellaufschluss erfolgte bei einer Temperatur von 38 °C über einen Zeitraum von 6 h. Anschließend wurde der pH-Wert des aufgeschlossenen Faulschlammes mit HCl auf 8 gesenkt, so dass dieser anaerob mesophil nachstabilisiert werden konnte. Durch die alkalische Desintegration konnte der CSB-Abbau des nachstabilisierten Faulschlammes gegenüber dem Referenzreaktor um 15 % gesteigert werden. Nowak et al. (2002) bestimmten den CSB-Abbau des mit unbehandeltem bzw. desintegriertem Faulschlamm betriebenen Reaktors zu 13 % bzw. 15 %.

Kim et al. (2003) führten ihre Untersuchungen zur Verfahrenskombination alkalische Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung mit NaOH, KOH, $Mg(OH)_2$ und $Ca(OH)_2$ durch. Die Untersuchungen erfolgten mit Überschussschlamm der Kläranlage Chonan. Bei der Dosierung von 7 g NaOH/l wurde der größte Zellaufschluss erreicht. Die maximale CSB-Freisetzung betrug 43,8 %. Im Vergleich zum unbehandelten Überschussschlamm erhöhte sich der gelöste CSB beim desintegrierten Überschussschlamm um 440 %. Nach dem alkalischen Aufschluss wurde der desintegrierte Überschussschlamm in anaerob mesophil betriebenen Batch-Reaktoren stabilisiert. Die Batch-Reaktoren wurden mit einem Impfschlamm : Substrat-Verhältnis von 1 : 1 über einem Zeitraum von 7 d bei 37 °C betrieben. Durch die Verfahrenskombination alkalische Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung konnte der GV-Abbau des Referenzreaktors um 45,4 % verbessert werden. Für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Batch-Reaktor ergab sich ein absoluter GV-Abbau von 29,8 %. Die Steigerungsrate des GV-Abbaus konnte mit dem für den Biogasanfall ermittelten Anstieg von 13,4 % nicht nachgewiesen werden. Die Absolutwerte des Biogasanfalls des mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Batch-Reaktors betrugen 4.147 l/m³ Schlamm bzw. 109 l/kg GV_{Zu}.

Moeller-Chavez und Gonzalez-Martinez (2002) desintegrierten Primärschlamm mit 1N NaOH. Der Zellaufschluss erfolgte 1 h bei einem pH-Wert von 10. Anschließend wurde der Primärschlamm mit HCl neutralisiert und in Batch-Reaktoren 30 d anaerob mesophil stabilisiert. Für die Versuche wurde ein Substrat : Impfschlamm-Verhältnis von 8,2 gewählt. Nach den Versuchsergebnissen führte eine vorgeschaltete alkalische Desintegration zu keiner Verbesserung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Primärschlamm. Entgegen den Erwartungen war bei dem mit desintegriertem Primärschlamm betriebenen Batch-Reaktor ein gegenüber dem Referenzreaktor um 18,2 % bzw. 8,3 % verminderter CSB- bzw. GV-Abbau

festzustellen. Die Absolutgrößen des CSB- bzw. GV-Abbaus des Referenzreaktors betrugen 66 % bzw. 72 %.

Caraballa et al. (2006) nutzten für ihre Untersuchungen zu den Auswirkungen der alkalischen Desintegration auf das anaerob mesophile bzw. anaerob thermophile Abbauverhalten von Rohschlamm Branntkalk (CaO). Die Untersuchungen wurden mit Rohschlamm der Kläranlage Galicia, der zu 70 % aus Primärschlamm und zu 30 % aus Überschussschlamm bestand, durchgeführt. Der Zellaufschluss erfolgte durch die Zugabe von CaO über 24 h bei einem pH-Wert von 12. Anschließend wurde der desintegrierte Rohschlamm mit HCl neutralisiert. Infolge dieser Vorbehandlung konnten bis zu 13 % der organischen Substanz bzw. 55 – 82 % des CSB des Rohschlammes in Lösung überführt werden. Tabelle 26 fasst die wesentlichen Ergebnisse der durchgeführten Laborversuche (10 l Reaktorvolumen) einer anaerob mesophilen bzw. anaerob thermophilen Stabilisierung von alkalisch desintegriertem Rohschlamm zusammen.

Tabelle 26: Einfluss der alkalischen Vorbehandlung von Mischschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Caraballa et al., 2006)

	HRT	Biogas	CH ₄	GV-Abbau	CSB-Abbau
	[d]	[m³/(m³·d)]	[%]		
37 °C					
Referenz	20	1,0	59	64	62
CaO	20	1,1	62	61	70
Referenz	10	1,9	62	51	51
CaO	10	2,5	64	64	50
55 °C					
Referenz	6	3,7	67	56	56
CaO	6	4,1	64	50	49
Referenz	10	2,0	58	61	65
CaO	10	1,6	62	56	59

Nach Caraballa et al. (2006) konnte das anaerob mesophile Abbauverhalten von Rohschlamm durch eine vorgeschaltete alkalische Desintegration verbessert werden. Während diese Wirkung für den Biogasanfall und den CSB-Abbau nachweisbar war, konnte der GV-Abbau diese Ergebnisse nicht bestätigen. Im Gegensatz dazu führte die Kombination von alkalischer Desintegration und anaerob thermophiler Schlammstabilisierung zu keiner Verbesserung des

anaerob thermophilen Abbauverhaltens des untersuchten Rohschlammes. Vielmehr war der unter anaerob thermophilen Milieubedingungen erreichte GV- bzw. CSB-Abbau desintegrierten Rohschlammes gegenüber dem des Referenzreaktors vermindert. Die berechneten Biogasanfälle spiegelten dieses Ergebnis nur zum Teil wider.

Lin et al. (1997) berichteten über die anaerob mesophile Stabilisierung von alkalisch desintegriertem Überschussschlamm (Tabelle 27). Die Versuche wurden mit Überschussschlamm der Kläranlage Min-Shen durchgeführt. Das Schlammalter des Überschussschlammes betrug 3 d. Für die Desintegration des Überschussschlammes wurde NaOH mit einer Dosiermenge von 20 mg/l bzw. 40 mg/l eingesetzt, wodurch CSB-Freisetzungen von 22 – 27 % bzw. 36 – 40 % erreicht wurden. Nach der Desintegration wurde der behandelte Überschussschlamm in kontinuierlich betriebenen Laborreaktoren bei 35 °C anaerob mesophil stabilisiert.

Tabelle 27: Einfluss der alkalischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Lin et al., 1997)

	HRT	Biogas	CH ₄	GV-Abbau	CSB-Abbau
	[d]	[l/(m ³ ·d)]	[%]		
Referenz	20	83	71	35	39
20 mg/l NaOH	20	113	76	36	47
40 mg/l NaOH	20	113	84	42	47
20 mg/l NaOH	20	164	74	45	47
Referenz	13	123	72	35	38
20 mg/l NaOH	13	150	76	37	46
40 mg/l NaOH	13	146	86	39	47
20 mg/l NaOH	13	282	75	24	37
Referenz	10	158	73	28	38
20 mg/l NaOH	10	210	77	31	46
40 mg/l NaOH	10	205	84	31	51
20 mg/l NaOH	10	416	74	36	52
Referenz	7,5	133	74	19	21
20 mg/l NaOH	7,5	258	77	26	39
40 mg/l NaOH	7,5	247	86	33	37
20 mg/l NaOH	7,5	514	74	45	47

Tabelle 27 fasst die wesentlichen Versuchsergebnisse zusammen. Durch die vorgeschaltete alkalische Desintegration konnte das anaerob mesophile Abbauverhalten des unbehandelten Überschussschlammes verbessert werden, wobei dieser Einfluss mit sinkender hydraulischer Verweilzeit der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung stieg. Insgesamt konnte der GV- bzw. der CSB-Abbau des Referenzreaktors von 19 – 35 % auf 26 – 45 % bzw. von 21 – 39 % auf 37 – 52 % erhöht werden. Die ermittelten Steigerungsraten des GV- bzw. CSB-Abbaus spiegelten 70 % bzw. 80 % der Änderungen des Biogasanfalls wider. Der Biogasanfall variierte für den Referenzreaktor bzw. für den mit desintegriertem Überschussschlamm beschickten Reaktor zwischen 133 – 158 l/(m³·d) bzw. 113 – 514 l/(m³·d).

In Untersuchungen von Lin et al. (1999) wurde Überschussschlamm mit NaOH desintegriert und anschließend in Batch-Reaktoren 30 d bei einer Temperatur von 35 °C anaerob mesophil stabilisiert. Der Zellaufschluss erfolgte mit einer Dosiermenge von 20 mg/l bzw. 40 mg/l NaOH über einen Zeitraum 24 h bei Raumtemperatur. Durch die Vorbehandlung des Überschussschlammes wurden 39 % bzw. 55 % des CSB gelöst. Nach Lin et al. (1999) konnte das anaerob mesophile Abbauverhalten des untersuchten Überschussschlammes durch eine vorgeschaltete alkalische Desintegration verbessert werden. In Abhängigkeit der für die Desintegration eingesetzten NaOH-Dosiermenge (20 mg/l bzw. 40 mg/l) wurde der Biogasanfall des Referenzreaktors um 30 % bzw. 34 % erhöht. Dem gegenüber wurden Steigerungen des CSB- bzw. GV-Abbaus von 23 – 31 % bzw. von 28 – 42 % ermittelt.

Penaud et al. (1999) untersuchten Auswirkungen des alkalischen Zellaufschlusses auf das anaerob mesophile Abbauverhalten eines desintegrierten industriellen Rohschlammes. Während der Desintegration wurden in der Schlammprobe NaOH-Konzentrationen bis zu 26,1 g/l eingestellt. Anschließend wurde der desintegrierte Rohschlamm in Batch-Reaktoren bei 37 °C anaerob mesophil stabilisiert. Für bei der Desintegration genutzte NaOH-Konzentrationen < 13,9 g/l konnte der Biogasanfall des Referenzreaktors erhöht werden, wobei die maximale Steigerungsrate 163 % betrug. Größere NaOH-Konzentrationen hemmten den anaerob mesophilen Abbau des desintegrierten Rohschlammes.

4.2.8 Aufschluss mit Wasserstoffperoxid

In Untersuchungen von Cacho Rivero et al. (2005) wurde Faulschlamm mit H₂O₂ desintegriert und anaerob mesophil nachstabilisiert. Der genutzte Faulschlamm wurde bei der gemeinsamen anaerob mesophilen Stabilisierung (15 d HRT, 37 °C) von Primärschlamm der Kläranlage Sycamore und Überschussschlamm der Kläranlage Mill Creek erzeugt. Das

Mischungsverhältnis der Schlämme betrug 1 : 1. Nach der ersten Stabilisierungsstufe wurde der Faulschlamm mit einer H_2O_2 -Dosiermenge von $2,0 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{g GV}_{\text{Zu}}$ desintegriert. Der Zellaufschluss wurde über einen Zeitraum von 24 h durchgeführt. Anschließend wurde der desintegrierte Faulschlamm bei einer hydraulischen Verweilzeit von 15 d und einer Temperatur von 37°C anaerob mesophil nachstabilisiert. Im Vergleich zum Referenzreaktor wurde für den mit desintegriertem Faulschlamm betriebenen Nachstabilisierungsreaktor eine um 90 % erhöhte Methanproduktion festgestellt. Die Steigerungsrate der Methanproduktion konnte durch die Steigerungsrate des CSB- bzw. GV-Abbaus nicht bestätigt werden. Bei der Nachstabilisierung des desintegrierten Faulschlammes wurden gegenüber dem Referenzreaktor Steigerungsraten des CSB- bzw. GV-Abbaus von 44,9 % bzw. – 10,7 % ermittelt. Unter Berücksichtigung der untersuchten zweistufigen anaerob mesophilen Stabilisierung bewirkte die Desintegration eine 4,4 % höhere Methanproduktion. Seitens des CSB- bzw. GV-Abbaus wurden für die zweistufige Versuchsanlage mit 12,6 % bzw. 21,6 % wesentlich größere Steigerungsraten ausgewiesen.

4.2.9 Thermischer Aufschluss

Li und Noike (1992) berichteten über die anaerob mesophile Stabilisierung von thermisch desintegriertem Überschussschlamm. Für die Versuche wurde Überschussschlamm der Kläranlage Minamigamo verwendet. Eine genauere Charakterisierung der Schlammeigenschaften wurde nicht vorgenommen. Der thermische Zellaufschluss erfolgte in einem Temperaturbereich von $62 - 175^\circ\text{C}$ mit einer variierenden Aufschlussdauer von 15, 30, 60, 90 und 120 Minuten. Die Überschussschlamm-desintegration wurde bei Temperaturen bis 100°C im Wärmebad und bei Temperaturen $> 100^\circ\text{C}$ in einer Mikrowelle durchgeführt. Durch diese Vorbehandlung konnten 43,7 – 55,2 % des CSB_{ges} hydrolysiert werden (Tabelle 28). Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm in Batch-Reaktoren und kontinuierlichen Versuchen bei einer Temperatur von $35 \pm 1^\circ\text{C}$ anaerob mesophil stabilisiert. Für die Batch-Versuche wurde ein Impfschlamm : Substrat-Verhältnis von 1 : 1 gewählt.

Tabelle 28: Auswirkungen der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf die CSB-Freisetzung (Li und Noike, 1992)

Parameter	Vorbehandlung				
	Keine	120 °C, 30 min	150 °C, 30 min	170 °C, 60 min	175 °C, 30 min
	[%]				
$\text{CSB}_{\text{gel}}/\text{CSB}_{\text{ges}}$	7,9	43,7	41,0	49,7	55,2

Abbildung 11 zeigt die Ergebnisse der von Li und Noike (1992) durchgeführten Batch-Untersuchungen. Das anaerob mesophile Abbauverhalten des Überschussschlammes konnte sowohl durch die thermische Vorbehandlung als auch durch die Verlängerung der anaeroben Stabilisierungszeit erhöht werden, wobei der Einfluss der Stabilisierungszeit im Vergleich zu dem der thermischen Desintegration weniger bedeutend war. Vorbehandlungstemperaturen von 80 °C bzw. 150 °C steigerten den Biogasanfall des Überschussschlammes gegenüber dem Referenzreaktor um 7 – 18 % bzw. um 33 – 48 %.

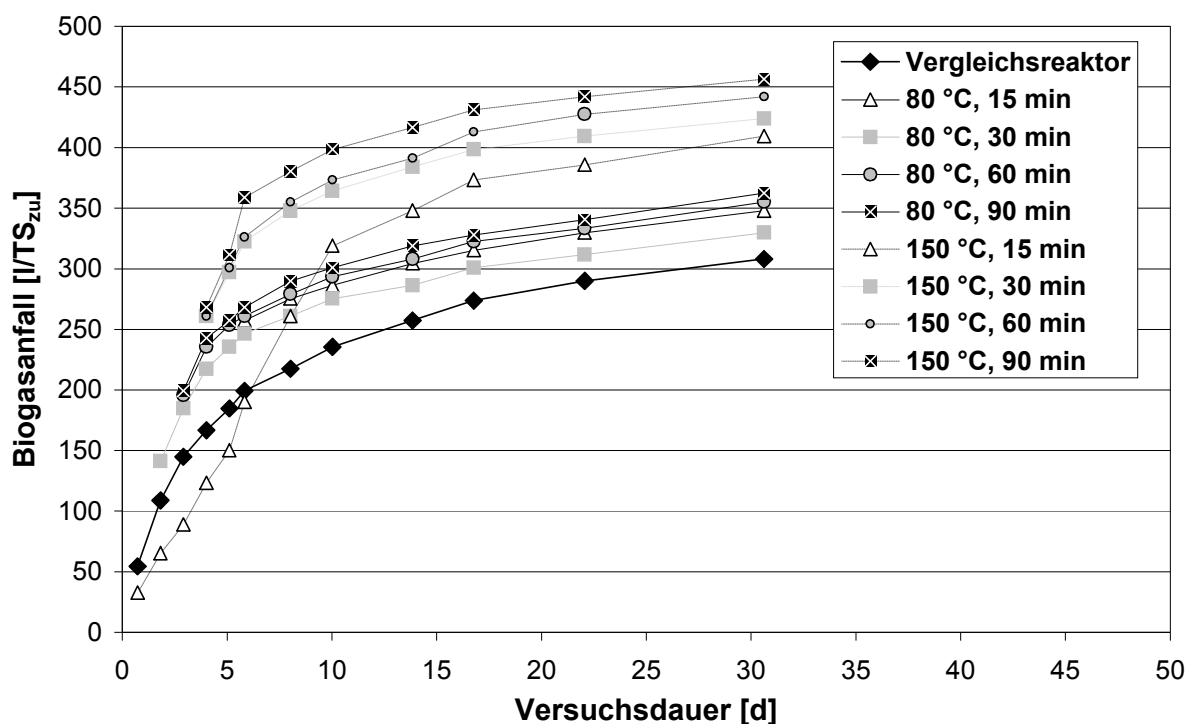


Abbildung 11: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen zuluftspezifischen Biogasanfall – Batch-Versuche (Li und Noike, 1992)

Li und Noike (1992) dokumentierten in ihren kontinuierlichen Versuchen Abhängigkeiten des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen von der Behandlungstemperatur einer thermischen Desintegration und der anaeroben Stabilisierungszeit (Tabelle 29). Auf die infolge geringer anaerober Stabilisierungszeiten (< 5 d) zu erwartenden reaktionskinetischen Einschränkungen mesophiler Vergleichsreaktoren und den damit verbundenen Einschränkungen der Vergleichbarkeit der Versuchsergebnisse sei besonders hingewiesen.

Bei den Untersuchungen variierten die Temperatur des thermischen Zellaufschlusses zwischen 120 – 175 °C sowie die anaerobe Stabilisierungszeit zwischen 1,5 – 10 d. Infolge

der vorgeschalteten thermischen Desintegration konnte das anaerob mesophile Abbauverhalten des verwendeten Überschussschlammes verbessert werden, wobei sich bis zu einer Vorbehandlungstemperatur von 170 °C die Steigerungsraten der Biogasproduktion erhöhten. Ab einer Vorbehandlungstemperatur von 175 °C war eine Verringerung der Steigerungsraten der Biogasproduktion zu verzeichnen. Für eine anaerobe Stabilisierungszeit von 5 d wurden die Steigerungsraten des reaktorvolumenspezifischen bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls zu 27 – 118 % bzw. 47 – 107 % ermittelt. Die Zusammensetzung des Biogases war mit einem CH₄-Anteil von 70 % für alle Versuche nahezu unverändert.

Tabelle 29: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen Biogasanfall – kontinuierliche Versuche (Li und Noike, 1992)

	Hydraulische Verweilzeit [d]			
	1,5	3,0	5,0	10,0
Biogasanfall [ml/(l·d)]				
Vergleichsreaktor	741	386	327	
120 °C	1.250	660	415	241
150 °C	1.620	909	624	325
170 °C	1.810	1.047	712	376
175 °C	1.725	947	690	339
Biogasanfall [ml/g CSB _{zu}]				
Vergleichsreaktor	74	77	108	
120 °C	144	152	159	185
150 °C	163	181	208	216
170 °C	170	197	223	235
175 °C	162	171	216	212

Nowak et al. (2002) untersuchten das anaerob mesophile Stabilisierungsverhalten von thermisch desintegriertem Überschussschlamm der Kläranlage Wien-Blumenthal (keine Vorklärung). Der verwendete Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 4 d und wurde 1 h bei einer Temperatur von 130 °C im Autoklaven thermisch aufgeschlossen. Nach der Desintegration wurde der vorbehandelte Überschussschlamm 25 d anaerob mesophil stabilisiert. Nowak et al. (2002) ermittelten für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor ein gegenüber dem Referenzreaktor um 4 % erhöhten CSB- und

GV-Abbau. Demgegenüber wurden im Prozesswasser keine Änderungen der CSB- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen beobachtet.

In weiteren Versuchen befassten sich Nowak et al. (2002) mit der anaerob mesophilen Nachstabilisierung von thermisch desintegriertem Faulschlamm. Der für die Versuche genutzte Faulschlamm wurde einer mit 30 d HRT betriebenen anaerob mesophilen Schlammstabilisierung der Kläranlage Linz-Asten entnommen und bei einer Temperatur von 130 °C über einen Zeitraum von 1 h thermisch vorbehandelt. Anschließend wurde der desintegrierte Faulschlamm 10 d anaerob mesophil nachstabilisiert. Die Autoren ermittelten für die mit desintegriertem Faulschlamm betriebene Nachstabilisierung einen gegenüber dem Referenzreaktor um 46 % höheren CSB-Abbau. Mit 77 % bzw. 103 % wurden sowohl für den GV-Abbau und als auch für den zufuhrspezifischen Biogasanfall höhere Steigerungsraten ausgewiesen. Diese Abweichungen waren auf die instabile Betriebsweise des mit desintegriertem Faulschlamm betriebenen Nachstabilisierungsreaktors zurückzuführen. Die Absolutwerte des CSB- bzw. GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfall betrugen für den Referenzreaktor je 13 % und 54 l/kg CSB_{zu} sowie für den mit desintegriertem Faulschlamm betriebenen Reaktor 19 % bzw. 13 % und 110 l/kg CSB_{zu} . Auswertungen der Prozesswasserbelastung der anaerob mesophilen Nachstabilisierung verdeutlichten eine durch die thermische Desintegration bedingte Erhöhung der CSB_{mf} -Konzentration. Während im Referenzreaktor ca. 2,5 % des CSB_{zu} -Fracht als CSB_{mf} im Prozesswasser nachgewiesen wurden, erhöhte sich die CSB_{mf} -Prozesswasserfracht im mit desintegriertem Faulschlamm betriebenen Reaktor auf 6 % der CSB_{zu} -Fracht.

Hiraoka et al. (1984) berichteten über den niederthermischen Zellaufschluss von Überschussschlamm der Kläranlage Konoike (Osaka). Die thermische Vorbehandlung des Überschussschlammes erfolgte in einem Autoklaven bei einem Druck von 3 kg/cm³ über einen Zeitraum von 60 min bei einer Temperatur von 60 °C bzw. 80 °C sowie 30 min bei einer Temperatur von 100 °C. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm anaerob mesophil stabilisiert. Tabelle 30 fasst wesentliche Versuchsergebnisse zusammen. Mit steigender Aufschlusstemperatur war eine Verbesserung des GV-Abbaus des Überschussschlammes zu beobachten, wobei sich der Desintegrationseinfluss mit sinkender anaerober Stabilisierungszeit verstärkte. Während bei den mit kurzen hydraulischen Verweilzeiten betriebenen Reaktoren (< 12 d) der GV-Abbau des Überschussschlammes in Abhängigkeit von der Desintegrationstemperatur um 16 – 41 % verbessert wurde, konnte dieser Effekt bei den mit

größeren hydraulischen Verweilzeiten betriebenen Reaktoren (18 – 37 d) nur für eine Desintegrationstemperatur von 100 °C nachgewiesen werden (18 – 30 % GV-Abbausteigerung).

Tabelle 30: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Hiraoka et al., 1984)

Vorbehandlung	HRT	GV-Abbau	Biogasanfall	
	[d]	[%]	[l/kg GV _{Zu}]	[l/kg GV _{Abbau}]
Keine	37	28,5	228	801
60 °C; 60 min		28,8	289	1.004
80 °C; 60 min		28,8	317	1.009
100 °C; 30 min		33,7	297	880
Keine	24,7	29,8	228	762
60 °C; 60 min		30,7	290	946
80 °C; 60 min		31,9	298	933
100 °C; 30 min		37,0	326	879
Keine	18,5	29,0	217	748
60 °C; 60 min		29,0	283	975
80 °C; 60 min		31,6	299	946
100 °C; 30 min		37,8	344	908
Keine	12,3	25,7	228	889
60 °C; 60 min		29,7	288	971
80 °C; 60 min		31,2	283	907
100 °C; 30 min		35,2	293	834
Keine	9,3	25,2	239	948
60 °C; 60 min		28,5	237	829
80 °C; 60 min		32,3	244	757
100 °C; 30 min		31,8	262	825
Keine	7,4	24,3	217	892
60 °C; 60 min		28,1	221	784
80 °C; 60 min		29,7	221	744
100 °C; 30 min		34,2	221	647

Die Ergebnisse des zu fuhrspezifischen Biogasanfalls sind diesen Tendenzen nicht adäquat. Insbesondere wurden für Desintegrationstemperaturen von 60 °C bzw. 80 °C bei den mit größeren hydraulischen Verweilzeiten betriebenen Reaktoren Steigerungen des zu fuhrspezifischen Biogasanfalls ausgewiesen, die nicht im GV-Abbau belegt waren. Darüber hinaus zeigte der Referenzreaktor keine Abhängigkeiten der zu fuhrspezifischen Biogasproduktion von der anaeroben Stabilisierungszeit auf, wie sie für den GV-Abbau ermittelt wurden.

Auf Grundlage der Laborversuche setzten Hiraoka et al. (1984) die Erkenntnisse in eine Pilotanlage um (20 m³, 35 – 37 °C). Die Pilotanlage wurde mit Primärschlamm und desintegriertem Überschussschlamm beschickt. Der Zellaufschluss erfolgte bei einer Temperatur von 60 °C über 2 h. Parallel wurde ein Laborreaktor als Vergleichsreaktor betrieben. Hiraoka et al. (1984) wiesen für die Pilotanlage höhere Umsatzraten aus, als für den Vergleichsreaktor ermittelt wurden (Tabelle 31). Die dargestellten Ergebnisse sind nicht vergleichbar, da für die Versuchseinstellungen unterschiedliche Substratzusammensetzungen (PS/ÜS) und hydraulische Verweilzeiten gewählt wurden. Verdeutlicht wird dieser Einfluss durch den abbauspezifischen Biogasanfall, der auch dem höheren Primärschlammanteil des Substrates der Pilotanlage geschuldet ist.

Tabelle 31: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf den anaeroben Abbau von Rohschlamm – Pilotversuche (Hiraoka et al., 1984)

	HRT	PS/ÜS	Biogas			GV-Abbau
	[d]	[-]	[m ³ /m ³ Schlamm]	[l/kg GV _{Zu}]	[l/kg GV _{Abbau}]	[%]
Vergleichsreaktor	20	0,45	6,6	227	1.081	21,0
Abschnitt 1	24	0,76	12,2	458	1.690	27,1
Abschnitt 2	18,5	1,14	11,6	408	1.378	29,6
Abschnitt 3	20	0,9	9,1	357	1.552	23,0

Kim et al. (2003) veröffentlichten Ergebnisse zur anaerob mesophilen Stabilisierung von thermisch desintegriertem Überschussschlamm der Kläranlage Chonan. Die Desintegration des Überschussschlammes wurde 30 Minuten bei einer Temperatur von 121 °C durchgeführt, wodurch 17,6 % des CSB gelöst wurden. Nach dem Zellaufschluss wurde der Überschussschlamm in Batch-Reaktoren 7 d bei 37 °C anaerob mesophil stabilisiert. Für die Batch-Versuche wurde ein Impfschlamm : Substrat-Verhältnis von 1 : 1 gewählt. Kim et al. (2003) ermittelten für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Batch-Reaktor

einem um 56,6 % erhöhten GV-Abbau. Für den Biogasanfall konnte dieser Anstieg nicht festgestellt werden. Die Erhöhung der Biogasproduktion betrug lediglich 32,4 %. Als Absolutgrößen des anaerob mesophilen Abbaus wurden für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor ein GV-Abbau von 31,1 % sowie ein Biogasanfall von 4.843 l/m³ Schlamm bzw. 96 l/kg GV_{Zu} bestimmt.

Sawayama et al. (1996) behandelten Faul- und Überschussschlamm der Kläranlage Ibaraki 1 h bei einer Temperatur von 175 °C und einem Druck von 4 MPa. In Batch-Versuchen wurden der Faul- bzw. Überschussschlamm 8 d bzw. 9 d bei einer Temperatur von 35 °C anaerob mesophil stabilisiert. Auswertungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des desintegrierten Faulschlammes ergaben Steigerungsraten des GV-Abbaus bzw. des Biogasanfalls des Referenzreaktors von 51,9 % bzw. 64,9 %. Die absoluten anaerob mesophilen Abbauleistungen des GV-Abbaus bzw. des Biogasanfalls betrugen für den mit desintegriertem Faulschlamm betriebenen Reaktor 41 % bzw. 254 l/kg GV_{Zu} sowie für den Referenzreaktor 27 % bzw. 154 l/GV_{Zu}. Beim Überschussschlamm führte die thermische Desintegration zu Erhöhungen des GV-Abbaus bzw. des Biogasanfalls des Referenzreaktors um 8,9 % bzw. 49,4 %. Die Differenzen zwischen GV-Abbau und Biogasanfall wurden nicht diskutiert. Als Absolutwerte wurden beim mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor anaerob mesophile Abbauleistungen von 49 % GV-Abbau und 384 l/GV_{Zu} erreicht. Für den Referenzreaktor ergaben sich anaerob mesophile Abbauleistungen von 45 % GV-Abbau und 257 l/GV_{Zu}. Bestimmungen der Biogaszusammensetzung verdeutlichten ein durch die Desintegration bedingten Anstieg des Methangehaltes von 68 % auf 72 %.

Moeller-Chavez und Gonzalez-Martinez (2002) untersuchten das anaerob mesophile Abbauverhalten von thermisch desintegriertem Primärschlamm. Der Primärschlamm wurde 1 h bei einer Temperatur von 121 °C aufgeschlossen und anschließend in Batch-Reaktoren 30 d anaerob mesophil stabilisiert. Für die Batch-Versuche wurde ein Substrat : Impfschlamm-Verhältnis von 8,2 gewählt. In ihren Untersuchungen führte die thermische Desintegration zu einem verminderten anaerob mesophilen Abbauverhalten des Primärschlammes. Gegenüber dem Referenzreaktor waren der CSB-Abbau bzw. GV-Abbau des mit desintegriertem Primärschlamm betriebenen Batch-Reaktors um 18,2 % bzw. 8,3 % reduziert. Seitens des mit desintegriertem Primärschlamm betriebenen Batch-Reaktors

konnten 54 % des CSB bzw. 66 % des GV abgebaut werden. Für den Referenzreaktor ergaben sich ein CSB- bzw. GV-Abbau von 66 % bzw. 72 %.

Caraballa et al. (2006) berichteten über die Verfahrenskombination thermische Desintegration + anaerob mesophile bzw. thermophile Schlammstabilisierung. In den Untersuchungen wurden Rohschlamm der Kläranlage Galicia, der zu 70 % aus Primärschlamm und zu 30 % aus Überschussschlamm bestand, genutzt. Der Rohschlamm wurde 1 h bei 130 °C desintegriert, wodurch bis zu 20 % der organischen Substanz bzw. 55 – 62 % des CSB in Lösung überführt wurden. Nach der Desintegration wurde Rohschlamm in Laborreaktoren (10 l) bei 37 °C bzw. 55°C anaerob mesophil bzw. thermophil stabilisiert. Tabelle 32 fasst die wesentlichen Versuchsergebnisse zusammen.

Tabelle 32: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Rohschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Caraballa et al., 2006)

	HRT	Biogas	CH ₄	GV-Abbau	CSB-Abbau
	[d]	[m³/(m³·d)]	[%]		
37 °C					
Referenz	20	1,0	59	64	62
130 °C	20	1,4	61	69	75
Referenz	10	1,9	62	51	51
130 °C	10	3,2	60	62	64
55 °C					
Referenz	6	3,7	67	56	56
130 °C	6	3,7	66	48	43
Referenz	10	2,0	58	61	65
130 °C	10	3,5	59	64	69

Unter mesophilen Bedingungen führte die vorgeschaltete thermische Desintegration zu einer Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens des Rohschlammes. Mit zunehmender anaerober Stabilisierungszeit ging dieser Einfluss zurück. Die Steigerungsraten des Biogasanfalls (40 – 68 %) konnten durch den GV-Abbau (8 – 22 %) bzw. CSB-Abbau (21 – 26 %) nicht bestätigt werden.

Unter thermophilen Bedingungen konnten keine eindeutigen Ergebnisse erzielt werden. Während die thermische Vorbehandlung des Rohschlammes bei kurzen anaeroben

Stabilisierungszeiten keine Änderung des Biogasanfalls bzw. eine Verringerung des GV- bzw. CSB-Abbaus um 14,3 % bzw. 23,2 % bewirkten, wurden bei längeren anaeroben Stabilisierungszeiten Verbesserungen des anaeroben Abbauverhaltens des Rohschlammes beobachtet. Die Steigerungsraten waren mit 75 % für den Biogasanfall und 5 % bzw. 6 % für den GV- bzw. CSB-Abbau widersprüchlich.

Skiadas et al. (2005) führten Versuche zur anaerob thermophilen Stabilisierung von niederthermisch desintegriertem Primär- und Überschussschlamm durch. Der Zellaufschluss erfolgte über einen Zeitraum von 2 d bei einer Temperatur von 70 °C. Anschließend wurden die hydrolysierten Primär- bzw. Überschussschlämme mit einer hydraulischen Verweilzeit von 13 d bei 55 °C anaerob thermophil stabilisiert. Der für die Auswertung genutzte Referenzreaktor wurde mit einer hydraulischen Verweilzeit von 15 d betrieben. Durch die niederthermische Vorbehandlung konnte eine Verbesserung des anaerob thermophilen Abbauverhaltens des Primärschlammes erreicht werden. Gegenüber dem Referenzreaktor waren der Methananfall und der GV-Abbau des mit desintegrierten Primärschlamm betriebenen Reaktors um 11 % bzw. 28 % erhöht. Die absoluten Abbauleistungen des mit desintegrierten Primärschlamm betriebenen Reaktors betrugen 162 ml/(l Schlamm · d) und 55 % GV-Abbau.

Der desintegrierte Überschussschlamm zeigte ebenfalls ein verbessertes anaerob thermophiles Abbauverhalten auf. Die Steigerungsraten des Methananfalls bzw. des GV-Abbaus betrugen gegenüber dem unbehandelten Überschussschlamm 37,5 % bzw. 617 %. Die für den aufgeschlossenen Überschussschlamm festgestellte Steigerung des GV-Abbaus war durch die Änderung der Biogasproduktion nicht erklärbar. Die absoluten Abbauleistungen des mit desintegrierten Überschussschlamm betriebenen Reaktors wurden mit 55 ml/(l Schlamm · d) und 43 % GV-Abbau angegeben.

In Batch-Versuchen zeigten Dohanyos et al. (2004) Möglichkeiten der Beeinflussung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Rohschlamm durch eine thermische Behandlung des Impfschlammanteiles auf (Abbildung 12). Für die Versuche wurde Rohschlamm der Kläranlage Prag genutzt. Vor den Batch-Versuchen wurden 10 % des Impfschlammes über einen Zeitraum von 1 min bei Temperaturen zwischen 130 °C und 170 °C desintegriert. Angaben zu dem bei den Batch-Versuchen verwendeten Substrat : Impfschlamm-Verhältnis waren nicht bekannt. Dohanyos et al. (2004) gelang es, den Biogasanfall der mit thermisch desintegrierten

Impfeschlammanteilen betriebenen Batch-Reaktoren gegenüber den Referenzreaktoren um 35 – 49 % zu steigern.

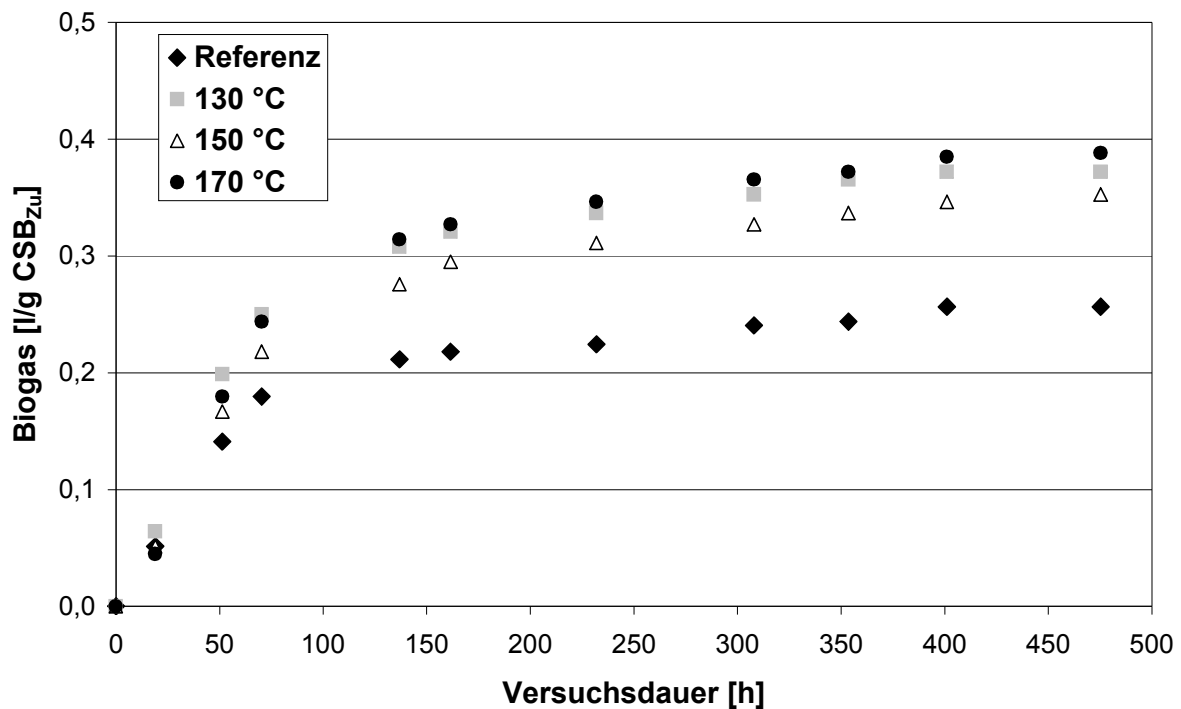


Abbildung 12: Einfluss der thermischen Behandlung von Impfeschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Batch-Versuche (Dohanyos et al., 2004)

Wechs (1984) publizierte Ergebnisse der anaerob mesophilen Stabilisierung von pasteurisiertem Rohschlamm. Für die Versuche wurde Rohschlamm der Kläranlage Garching, der zu 70 % aus Primärschlamm und 30 % aus Tropfkörperschlamm bestand, genutzt (Hegemann und Wechs, 1981). Die thermische Behandlung des Rohschlammes erfolgte über einen Zeitraum von 30 min bei einer Temperatur von 70 °C (4 h Aufheizphase), wodurch der im Rohschlamm enthaltene gelöste CSB um 220 % erhöht werden konnte. Anschließend wurde der pasteurisierte Rohschlamm bei 33 °C anaerob mesophil stabilisiert. Wechs (1984) stellte in seinen Versuchen geringe Unterschiede im anaerob mesophilen Abbauverhalten des desintegrierten und des unbehandelten Rohschlammes fest. Während die Biogasproduktionen der mit desintegriertem Rohschlamm betriebenen Reaktoren gegenüber den Referenzreaktoren um 1 – 2 % vermindert waren, wurden beim GV-Abbau Steigerungsraten von 3 – 8 % erreicht (Tabelle 33). Der ausgewiesene CSB-Abbau bestätigte diese Feststellungen nur teilweise.

Tabelle 33: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Rohschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Wechs, 1984)

	HRT	Biogas	GV-Abbau	CSB-Abbau
	[d]	[l/kg GV _{Zu}]	[%]	
Referenz	7	399	42,0	41,4
70 °C	7	393	45,3	43,0
Referenz	10	373	40,1	46,9
70 °C	10	365	41,5	43,1
Referenz	20	446	49,7	49,2
70 °C	20	440	52,2	47,0

Rudolf et al. (2002) stabilisierten thermisch desintegrierten Faulschlamm der Kläranlage Bad Oeyenhausen. Der Zellaufschluss wurde bei Temperaturen von 70 °C bzw. 100 °C durchgeführt, wodurch der gelöste CSB des Faulschlammes um 122 % bzw. 109 % erhöht werden konnte. Die mittleren CSB_{mf}-Konzentrationen betrugen nach der Desintegration mit einer Temperatur von 70 °C bzw. 100 °C 3.260 mg/l bzw. 2.765 mg/l. In anschließenden Batch-Versuchen wurden die Biogasproduktionen ermittelt, wobei bei den mit desintegriertem Faulschlamm betriebenen Reaktoren größere Biogasanfälle als bei dem Referenzreaktor festgestellt wurden. Die Biogasanfälle variierten in Abhängigkeit der Desintegrationstemperatur zwischen 236 l/kg GV_{Zu} (70 °C), 189 l/kg GV_{Zu} (90 °C) und 209 l/kg GV_{Zu} (100 °C). Ein Zusammenhang zwischen Aufschlussstemperatur und Biogasproduktion konnte nicht nachgewiesen werden.

Kuribayashi und Sato (1983) berichteten über Untersuchungen der Verfahrenskombination thermische Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung von Überschussschlamm. Die Untersuchungen wurden in Batch-Reaktoren und kontinuierlich beschickten Reaktoren durchgeführt. Bei den Batch-Versuchen wurde der Überschussschlamm über einen Zeitraum von 30 min bei Temperaturen von 70 – 180 °C aufgeschlossen. Durch die vorgeschaltete thermische Desintegration wurde das anaerob mesophile Abbauverhalten des Überschussschlammes verbessert. Gegenüber den Referenzreaktoren konnte bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren ein höherer Biogasanfall erreicht werden, wobei sich die Steigerungsraten des Biogasanfalls bis zu einer Desintegrationstemperatur von 150 °C erhöhten (Tabelle 34).

Tabelle 34: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Batch-Versuche (Kuribayashi und Sato, 1983)

	Biogas		Biogas
	[l/7 Wo]		[l/7 Wo]
Referenz	24,04	Referenz	25,92
70 °C	25,49	120 °C	35,27
87 °C	26,48	150 °C	39,32
120 °C	30,09	180 °C	39,95

Während der kontinuierlichen Versuche wurde der Überschussschlamm bei Temperaturen von 120 – 180 °C desintegriert und anschließend mit Stabilisierungszeiten von 10 d bzw. 20 d bei einer Temperatur von 35 °C anaerob mesophil stabilisiert (Tabelle 35).

Tabelle 35: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Kuribayashi und Sato, 1983)

	CH ₄	Biogas		NH ₄ -N	P _{ges}	PO ₄ -P
	[%]	[l/l Schlamm]	[l/kg GV _{Zu}]	[mg/l]		
10 d HRT						
Referenz	70,3	1,68	100	242	415	100
120 °C	70,6	4,61	280	682	398	93
150 °C	68,5	5,21	320	818	386	100
180 °C	68,3	5,25	340	924	373	88
20 d HRT						
Referenz	71,3	2,87	160	363	412	113
120 °C	70,7	5,58	300	808	392	99
150 °C	68,6	6,58	360	919	409	111
180 °C	68,6	6,85	380	971	389	108

Im Ergebnis ihrer Versuche konnten Kuribayashi und Sato (1983) das anaerob mesophile Abbauverhalten des Überschussschlammes durch eine vorgeschaltete thermische Desintegration verbessern, wobei für kürzere Stabilisierungszeiten ein stärkerer Einfluss zu beobachten war. In Abhängigkeit der Desintegrationstemperatur konnte der Biogasanfall der betriebenen Referenzreaktoren um 174 – 213 % (10 d HRT) bzw. 94 – 139 % (20 d HRT) erhöht werden. Untersuchungen der Prozesswasserbelastung wiesen ebenfalls auf ein durch

die Desintegration geändertes anaerob mesophiles Abbauverhalten des Überschussschlammes hin. Gegenüber den Referenzreaktoren wurden für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren Steigerungsraten der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung von 182 – 282 % (10 d HRT) bzw. 123 – 168 % (20 d HRT) ermittelt. Seitens der P_{ges} - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Prozesswasserkonzentrationen wurden nur geringfügige Änderungen festgestellt.

Haug et al. (1978) untersuchten das anaerob mesophile Abbauverhalten von thermisch desintegriertem Primär-, Überschuss- und Rohschlamm. Für die Versuche wurden Klärschlämme aus San Jose – Santa Clara genutzt. Die Desintegration erfolgte über einen Zeitraum von 20 min bzw. 30 min bei einer Temperatur von 175 °C, wobei 48 % des CSB gelöst wurden. Anschließend wurden die aufgeschlossenen Klärschlämme mit einer hydraulischen Verweilzeit von 15 d bei 35 °C anaerob mesophil stabilisiert. Wesentliche Versuchsergebnisse sind in Tabelle 36 zusammengefasst.

Tabelle 36: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Primär-, Überschuss- und Rohschlamm auf deren anaeroben Abbau – Laborversuche (Haug et al., 1978)

	CH ₄	Biogas		GV-Abbau	CSB-Abbau
	[%]	[ml/d]	[l/kg GV _{zu}]	[%]	
Primärschlamm					
Referenz	69,2	1.490	631	61,3	61,8
175 °C	69,4	1.500	637	63,8	61,6
Überschussschlamm					
Referenz	74,8	531	256	26,2	32,5
175 °C	76,8	833	400	48,4	39,7
Referenz	79,6	262	250	31,4	32,6
175 °C	78,1	464	443	41,4	41,9
Rohschlamm					
Referenz	73,4	1.040	506	46,2	53,4
175 °C	73,4	1.180	574	54,5	57,4

Während bei den mit Primärschlamm betriebenen Reaktoren das anaerob mesophile Abbauverhalten durch die vorgeschaltete thermische Desintegration nicht signifikant beeinflusst werden konnte, war für die mit Überschussschlamm betriebenen Reaktoren eine Änderung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens nachweisbar. Der Biogasanfall des Überschussschlammes konnte durch den Zellaufschluss um 57 – 77 % gesteigert werden. Die aus-

gewiesenen GV- und CSB-Abbaugrade bestätigten den positiven Effekt der thermischen Desintegration. Allerdings wurden die daraus zu erwartenden Steigerungsraten des Biogasanfalls nicht erreicht.

Bei den Versuchen zur anaerob mesophilen Stabilisierung des Rohschlammes (50 % PS, 50 % ÜS) konnten ebenfalls Effekte der thermischen Desintegration nachgewiesen werden. Gegenüber dem Referenzreaktor wurde für den mit desintegriertem Rohschlamm betriebenen Reaktor ein um 13 % höherer Biogasanfall ermittelt. Gleichzeitig änderten sich der GV-Abbau bzw. der CSB-Abbau um 18 % bzw. 7 %.

Von Haug et al. (1978) wurden Versuche zur Optimierung der Temperatur des thermischen Aufschlusses durchgeführt. Mit steigender Behandlungstemperatur konnte das anaerob mesophile Abbauverhalten des untersuchten Überschussschlammes verbessert werden (Tabelle 37). Die Spannweiten der Steigerungsraten des Biogasanfalls, des GV-Abbaus und des CSB-Abbaus betrugen 13 – 61 %, 20 – 77 % und 10 – 39 %.

Tabelle 37: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Haug et al., 1978)

	CH ₄	Biogas	GV-Abbau	CSB-Abbau
	[%]	[ml/d]	[%]	
Referenz	79,6	510	27,3	28,4
100 °C	79,9	579	32,8	31,3
135 °C	79,4	731	37,9	34,6
175 °C	78,2	820	48,4	39,4

Elbing und Dünnebeil (1999) veröffentlichten Ergebnisse ihrer Untersuchungen zur Verfahrenskombination thermische Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung. Für die Untersuchungen wurde ein Überschussschlamm mit einem Schlammalter von 13 d genutzt. Der Überschussschlamm wurde über einen Zeitraum von 60 min bei einer Temperatur von 130 °C aufgeschlossen. Anschließend wurde dieser bei hydraulischen Verweilzeiten von 12 d, 15 d sowie 20 d bei 37 ° anaerob mesophil stabilisiert. Elbing und Dünnebeil (1999) wiesen für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren ein gegenüber den Referenzreaktoren verbessertes anaerob mesophiles Abbauverhalten nach. Die ermittelten Steigerungsraten des GV-Abbaus betrugen für die bei einer hydraulischen Verweilzeit von 12 d bzw. 15 d betriebenen Versuchsreaktoren 239 % bzw.

135 %. Gleichzeitig wurde durch die thermische Desintegration die CSB-Prozesswasserkonzentration um 160 % erhöht.

Kopplow (2006) befasste sich in seinen Untersuchungen mit der anaerob mesophilen Stabilisierung von thermisch desintegriertem Überschuss- bzw. Rohschlamm. Im Rahmen der Untersuchungen wurde Überschussschlamm der Kläranlage Rostock mit einer Behandlungsdauer von 1 h bei Temperaturen von 80 – 121 °C aufgeschlossen, wodurch ein chemischer Aufschlussgrad von 32,0 – 37,0 % A_{CSB} erreicht wurde. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm gemeinsam mit Primärschlamm mit einer hydraulischen Verweilzeit von 20 d bei 36 °C anaerob mesophil stabilisiert. Das Volumenverhältnis von Überschussschlamm : Primärschlamm betrug 60 % : 40 %. Tabelle 38 gibt einen Überblick der erzielten Versuchsergebnisse.

Tabelle 38: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm und Mischschlamm auf den anaeroben Abbau von Mischschlamm – Laborversuche (Kopplow, 2006)

	A_{CSB}	GV-Abbau	Biogas	Prozesswasser		
				CSB _f	NH ₄ -N	P _{ges}
	[%]	[%]	[l/kg GV _{Zu}]	[mg/l]		
Referenz		42,5	356	3.296	815	236
80 °C	34,0	44,2	397	2.896	937	184
Referenz		51,2	380	5.366	1.003	387
90 °C	32,0	53,7	461	4.586	1.237	312
Referenz		37,9	391	5.130	1.031	378
100 °C	32,0	40,8	409	4.892	1.278	328
Referenz		48,1	320	2.254	665	171
121 °C	37,0	50,9	380	2.373	746	128
Referenz		33,9	342	864	840	473
121 °C (MS)	n.b.	38,7	393	1.095	1.067	489

Ein direkter Vergleich der Versuchsreihen unterschiedlicher Behandlungstemperaturen war auf Grund starker Schwankungen der Rohschlammzusammensetzung ausgeschlossen. Ausdruck der wechselnden Rohschlammqualität waren die ermittelten GV-Abbaugrade der Referenzreaktoren von 33,9 – 48,1 %. Kopplow (2006) konnte in seinen Untersuchungen Möglichkeiten der Beeinflussung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Rohschlamm durch eine vorgeschaltete thermische Desintegration aufzeigen. Infolge der untersuchten

Desintegrationstemperaturen konnte der GV-Abbau um 4,0 – 14,2 % erhöht werden. Für den Biogasanfall wurden mit 4,6 – 21,3 % höhere Steigerungsraten beobachtet. Die Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens führte gleichzeitig zu einer Änderung der Prozesswasserbelastung. Während beim $\text{NH}_4\text{-N}$ für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren Erhöhungen der Prozesswasserbelastung festgestellt wurden, ließen die Versuchsergebnisse für die CSB_F - und P_{ges} -Prozesswasserbelastung keine eindeutigen Schlüsse zu.

Pinnekamp (1987) berichtete ausführlich über die Möglichkeiten der thermischen Desintegration zur Beeinflussung des anaerob mesophilen bzw. thermophilen Abbauverhaltens von Primär-, Überschuss- und Faulschlämme. Als wesentliche Einflussfaktoren des anaeroben Abbauverhaltens wurden in den Untersuchungen die Klärschlammqualitäten, die Desintegrationstemperaturen sowie die hydraulischen Verweilzeiten und Temperaturen der anaeroben Stabilisierung variiert. Tabelle 39 gibt einen Überblick der verwendeten Klärschlämme.

Tabelle 39: Überblick für den thermischen Aufschluss genutzte Schlammarten – Pinnekamp (1987)

Schlammart	Kläranlage	B_{TS}
		[kg BSB_5 /(kg TS · d)]
Primärschlamm	Aachen-Eilendorf	-
Überschussschlamm	A-Stufe einer Versuchsanlage	2,0
Überschussschlamm	Rumeln-Kaldenhausen	0,6
Überschussschlamm	Aachen-Soers	0,15
Überschussschlamm	Würselen-Euchen	0,03
Faulschlamm	Aachen-Soers	-

Nach der thermischen Vorbehandlung wurden die Klärschlämme in den ersten Versuchsreihen mit anaeroben Stabilisierungszeiten von 20 d, 10 d und 7,5 d bei 33 °C anaerob mesophil stabilisiert. Abbildung 13 – Abbildung 15 zeigen für verschiedene hydraulische Verweilzeiten die ermittelten zufuhrspezifischen Biogasproduktionen. Mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit wurde ein höherer Biogasanfall erreicht. Gleichzeitig konnte nachgewiesen werden, dass Aufschlusstemperaturen bis 170 °C zu einer Verbesserung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens führten.

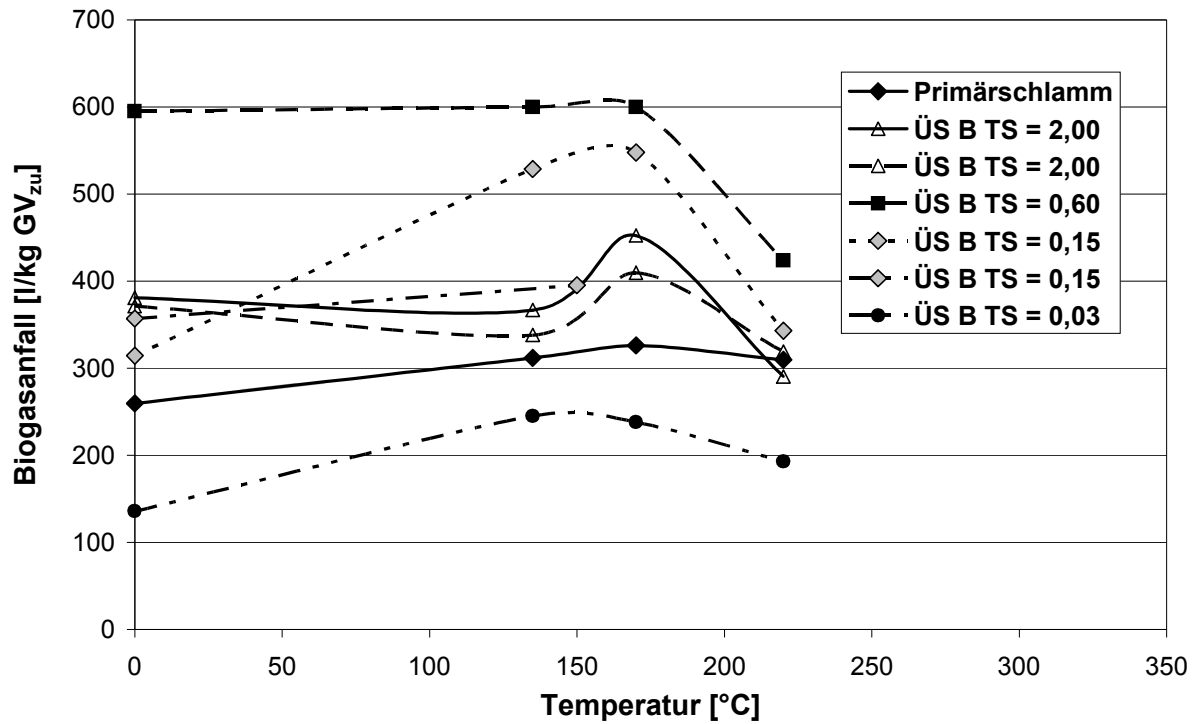


Abbildung 13: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Klärschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Laborversuche 20 d HRT (Pinnekamp, 1987)

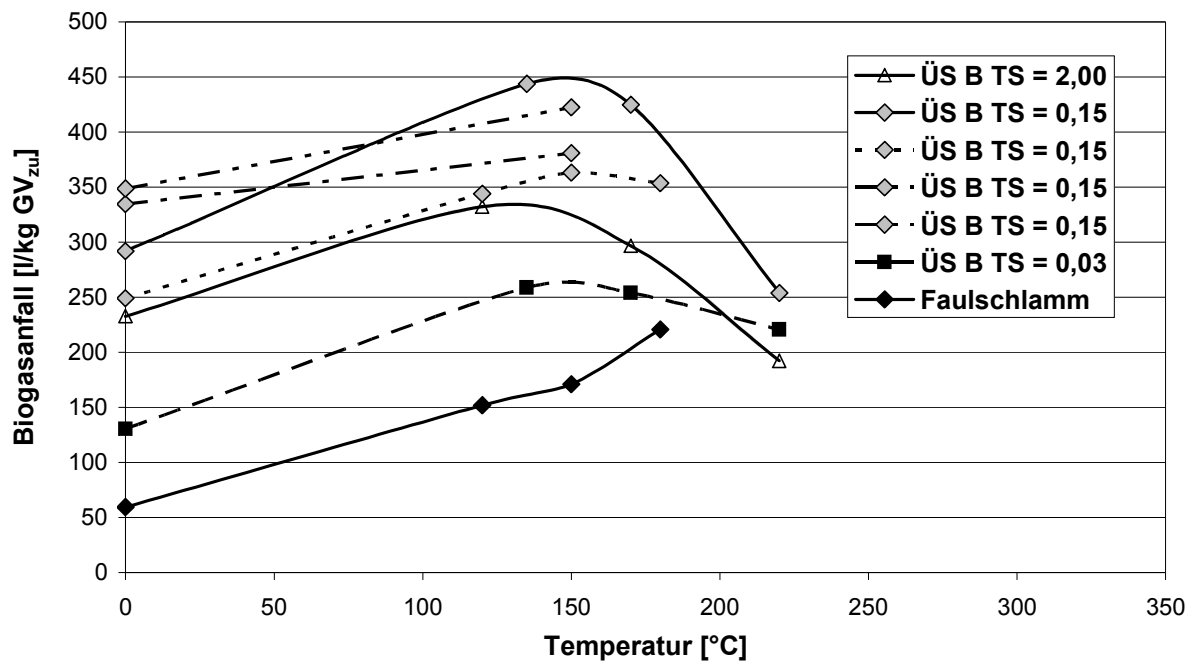


Abbildung 14: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Klärschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Laborversuche 10 d HRT (Pinnekamp, 1987)

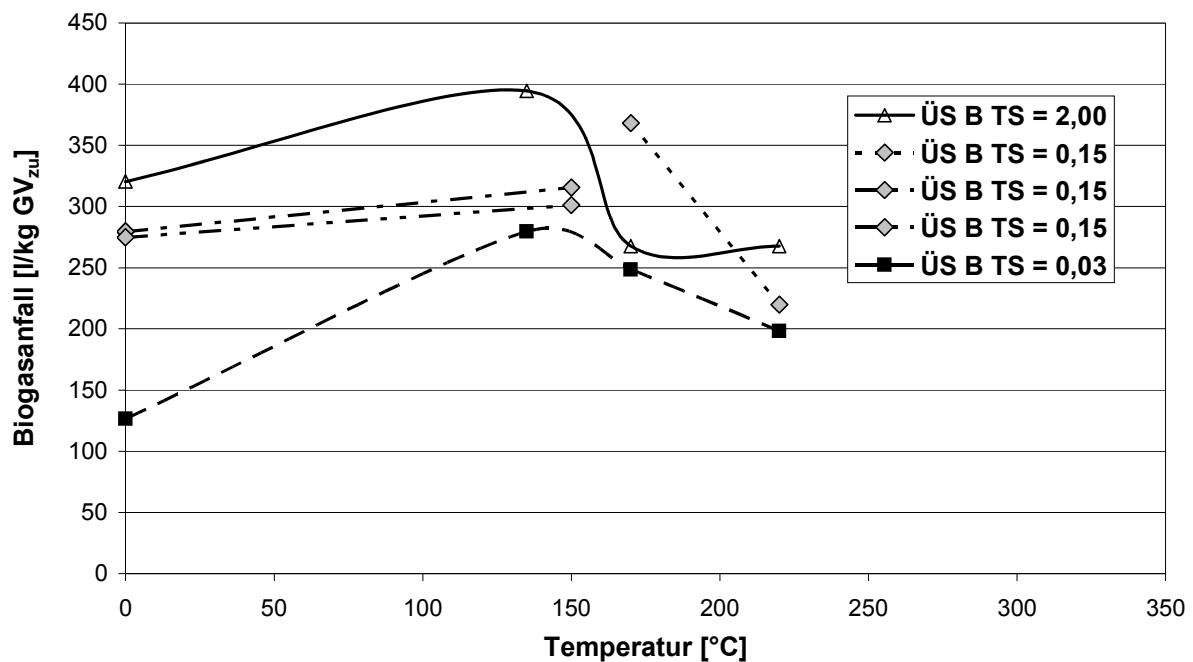


Abbildung 15: Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Klärschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Laborversuche 7,5 d HRT (Pinnekamp, 1987)

Die Steigerungsraten des Biogasanfalls betrugen 0,5 – 269,2 %. Größere Vorbehandlungstemperaturen (225 °C) minderten die biologische Abbaubarkeit. Als Ursache wurde von Pinnekamp (1987) die bei diesen Temperaturen auftretende Maillardreaktion genannt, die die Bildung schwerabbaubarer Substanzen bewirkt. Aus den Untersuchungen war kein Zusammenhang zwischen Klärschlammcharakteristik und anaerob mesophilem Abbauverhalten erkennbar. Besonders auffällig war die niedrige Biogasproduktion der Primärschlammfäulung. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 20 d wurden im Referenzreaktor lediglich 259 l/kg GV_{Zu} gebildet. Weiterhin wiesen die Ergebnisse der anaerob mesophilen Stabilisierung des Überschussschlammes der Kläranlage Aachen-Soers große Schwankungen auf, die nicht erklärt werden konnten. Aus einer Änderung des Ausgangsbiogaspotenzials des Referenzreaktors von 315 l/kg GV_{Zu} auf 360 l/kg GV_{Zu} resultierte eine Verminderung des Biogasanfalls des mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktors von 547 l/kg GV_{Zu} auf 393 l/kg GV_{Zu}.

Abbildung 16 verdeutlicht den Einfluss der Reaktortemperatur auf das anaerobe Abbauverhalten von thermisch desintegriertem Überschussschlamm.

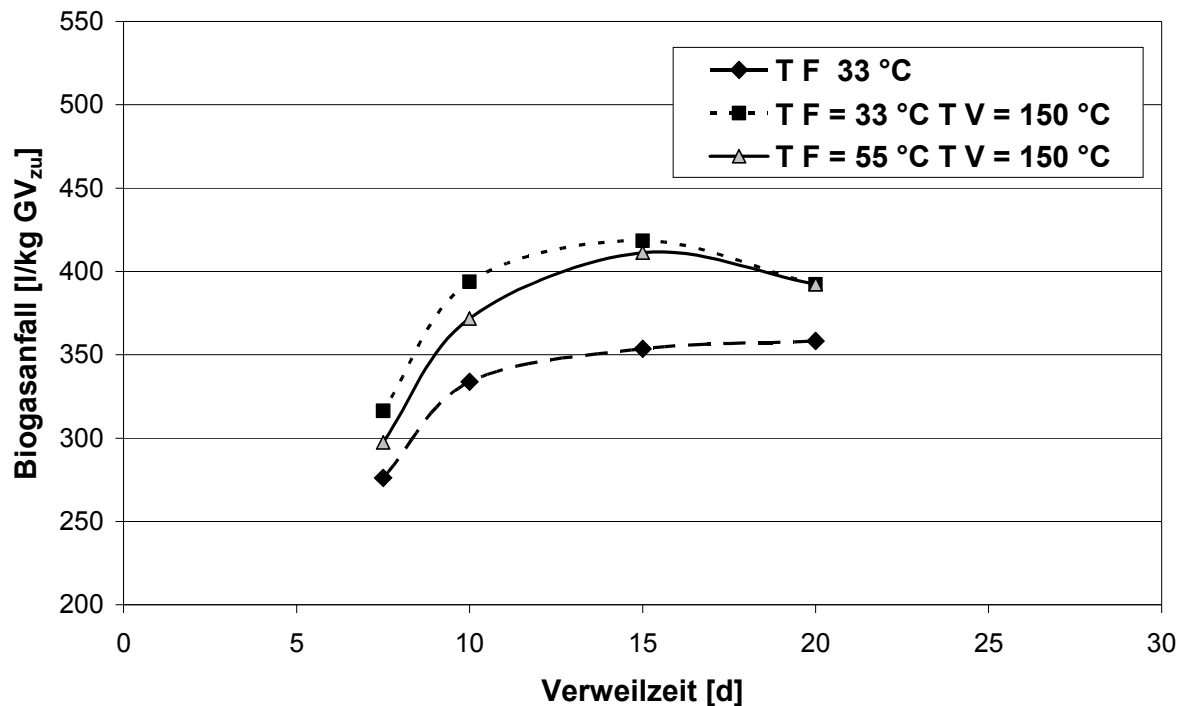


Abbildung 16: Einfluss der Reaktortemperatur der anaeroben Schlammstabilisierung auf den zu fuhrspezifischen Biogasanfall von thermisch vorbehandelten Klärschlamm – Laborversuche (Pinnekamp, 1987)

Für anaerobe Stabilisierungszeiten ≤ 15 d stellte Pinnekamp (1987) bei der anaerob mesophilen Stabilisierung des desintegrierten Überschussschlammes einen um 1,7 – 6,4 % höheren Biogasanfall fest, als unter anaerob thermophilen Milieubedingungen erreicht wurde. Bei einer anaeroben Stabilisierungszeit von 20 d wurde zwischen den Biogasproduktionen der Reaktoren kein Unterschied ermittelt. Gleichzeitig wurden mit dieser Versuchsreihe Einsatzmöglichkeiten der thermischen Desintegration zur Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen aufgezeigt. Während bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm die Biogasproduktion des mesophilen Referenzreaktors um 10,0 – 18,5 % übertroffen wurde, konnte die anaerob thermophile Versuchsreihe auf Grund eines Ausfalls des thermophilen Referenzreaktors nicht ausgewertet werden.

Battenberg (2000) untersuchte das anaerob mesophile Abbauverhalten von thermisch desintegriertem Überschussschlamm der Kläranlage Hildesheim. Das Schlammalter des Überschussschlammes wurde mit 13 d angegeben. Die Vorbehandlung des Überschussschlammes erfolgte über einen Zeitraum von 10 min bei Temperaturen von 60 – 135 °C. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm 25 d in Batch-Reaktoren bei

37 °C anaerob mesophil stabilisiert. Das Substrat : Impfschlamm-Verhältnis der Batch-Reaktoren betrug 3 : 1. Battenberg (2000) ermittelte für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Batch-Reaktoren einen gegenüber dem Referenzreaktor um 3 – 22 % erhöhten CH₄-Anfall. Der CH₄-Anfall des Referenzreaktors wurde zu 250 l CH₄/kg GV_{Zu} bestimmt. In weiteren Batch-Versuchen wurde bei 100 – 135 °C aufgeschlossener Faulschlamm anaerob mesophil stabilisiert. Infolge der thermischen Vorbehandlung konnte der CH₄-Anfall des unbehandelten Faulschlammes um 76 – 110 % auf 150 – 180 l CH₄/kg GV_{Zu} gesteigert werden.

4.2.10 Thermischer + chemischer Aufschluss

Kim et al. (2003) wählten für ihre Untersuchungen zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung einen kombinierten chemisch/thermischen Zellaufschluss. Die Desintegration des Überschussschlammes erfolgte über einen Zeitraum von 30 min bei einer Temperatur von 121 °C. Während dieser Vorbehandlung wurde der Überschussschlamm mit einer Dosiermenge von 7 g/l NaOH versetzt. Infolge des Zellaufschlusses konnten 85,2 % des CSB in Lösung überführt werden, das einer Steigerung der gelösten CSB-Konzentration des unbehandelten Überschussschlammes um 952 % entsprach. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm in Batch-Reaktoren 7 d bei 37 °C anaerob mesophil stabilisiert. Für die Versuche wurde ein Substrat : Impfschlamm-Verhältnis von 1 : 1 gewählt. Auswertungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des desintegrierten Überschussschlammes ergaben Steigerungsraten des GV-Abbaus bzw. des Biogasanfalls des Referenzreaktors von 124,9 % bzw. 37,7 %. Die absoluten anaerob mesophilen Abbauleistungen des GV-Abbaus bzw. des Biogasanfalls betrugen für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor 46,1 % bzw. 5.037 l/m³ Schlamm sowie 130 l/kg GV_{Zu}.

Haug et al. (1978) berichteten über Versuche zur anaerob mesophilen Stabilisierung von chemisch/thermisch desintegriertem Überschussschlamm(Tabelle 40). Die Desintegration des Überschussschlammes erfolgte mit einer Temperatur von 175 °C bei gleichzeitiger Zugabe von NaOH bzw. HCl. Anschließend wurde der behandelte Überschussschlamm neutralisiert und in einem Laborreaktor mit einer hydraulischen Verweilzeit von 15 d bei 35 °C anaerob mesophil stabilisiert. Haug et al. (1978) konnten bei ihren Versuchen keine durch die vorgeschaltete Desintegration bedingten Veränderungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des untersuchten Überschussschlammes nachweisen.

Tabelle 40: Einfluss der thermischen + chemischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Haug et al., 1978)

	CH ₄	Biogas	GV-Abbau	CSB-Abbau
	[%]	[ml/d]	[%]	
Referenz 175 °C	78,2	820	48,4	39,4
175 °C + pH 12	77,4	822	47,3	40,6
175 °C + pH 1,2	76,8	822	50,0	41,3

Penaud et al. (1999) publizierten Versuchsergebnisse zur chemisch/thermischen Desintegration von industriellem Klärschlamm. Der Zellaufschluss erfolgte über einen Zeitraum von 30 min bei einer Temperatur von 140 °C. Während der thermischen Behandlung des Klärschlammes wurden die in der Probe enthaltenen NaOH-Konzentrationen bis zu 26,1 g/l variiert. Anschließend wurde der desintegrierte Klärschlamm in Batch-Reaktoren bei 37 °C anaerob mesophil stabilisiert. In ihren Versuchen konnten Penaud et al. (1999) durch eine vorgeschaltete Desintegration den Biogasanfall des Referenzreaktors um 173 % steigern, wobei die Desintegrationswirkung auf eine eingesetzte NaOH-Konzentration bis 5,0 g NaOH/l begrenzt war. Höhere NaOH-Konzentrationen führten zu Hemmungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des desintegrierten Klärschlammes.

Tanaka et al. (1997) untersuchten Möglichkeiten der Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlamm anhand der Verfahrenskombination chemisch/thermische Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung. Der bei den Versuchen genutzte Überschussschlamm wurde über einen Zeitraum von 5 min bei einer Temperatur von 130 °C und gleichzeitiger Zugabe von 0,3 g NaOH/g GV desintegriert. Anschließend wurde der aufgeschlossene Überschussschlamm in Batch-Reaktoren 8 d bei 37 °C anaerob mesophil stabilisiert. Für die Batch-Versuche wurde ein Substrat : Impfschlamm-Verhältnis von 0,45 – 0,5 gewählt. Mit diesen Versuchseinstellungen gelang es Tanaka et al. (1997) den Methan-anfall des Referenzreaktors um 220 % zu steigern.

Tanaka und Kamiyama (2002) befassten sich in ihren Untersuchungen mit der anaerob mesophilen Stabilisierung von chemisch/thermisch desintegriertem Überschussschlamm. In Anlehnung an frühere Versuche (Tanaka et al., 1997) wurde der Zellaufschluss des Überschussschlammes bei einer Temperatur von 130 °C unter gleichzeitiger Zugabe von 0,3 g NaOH/g GV durchgeführt. Die Behandlungsdauer betrug 5 min. Durch den chemisch/thermischen Aufschluss konnten 53 % des CSB des Überschussschlammes gelöst

werden. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm mit variierenden hydraulischen Verweilzeiten bei 37 °C anaerob mesophil stabilisiert (Tabelle 41).

Tabelle 41: Einfluss der thermischen + chemischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Tanaka und Kamiyama, 2002)

	HRT	Methan CSB _{CH4} /CSB _{Zu}	CSB-Abbau
	[d]	[%]	
Referenz	2	5	16
130 °C + 0,3 g NaOH	2	24	33
Referenz	6	22	31
130 °C + 0,3 g NaOH	6	43	48
Referenz	8	30	38
130 °C + 0,3 g NaOH	8	50	57

Für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren war gegenüber den Referenzreaktoren eine Verbesserung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des untersuchten Überschussschlammes zu beobachten, wobei sich dieser Einfluss mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit verringerte. Anzumerken bleibt, dass die Steigerungsraten des CSB-Abbaus (53 – 98 %) durch die Steigerungsraten des Methananfalls (70 – 380 %) nicht bestätigt werden konnten.

4.2.11 Mikrowellenaufschluss

Park et al. (2004) berichteten über die anaerob mesophile Stabilisierung von mikrowellen-behandelten Überschussschlamm der Kläranlage Pohang. Der Mikrowellenaufschluss wurde mit Behandlungsdauern von 3 min bzw. 15 min durchgeführt, wobei CSB-Freisetzungen von 10 % bzw. 22 % registriert wurden. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm mit variierenden hydraulischen Verweilzeiten anaerob mesophil stabilisiert (Tabelle 42). Die Versuchsergebnisse zeigen Möglichkeiten der Beeinflussung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschussschlamm durch eine vorgeschaltete Desintegration auf. Park et al. (2004) ermittelten für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren einen gegenüber den Referenzreaktoren um 10 % (10 d HRT) bzw. 13 % (15 d HRT) erhöhten GV-Abbau. Diese Steigerungsraten wurden durch die Erhöhungen des Biogasanfalls mit 29 % (10 d HRT) bzw. 24 % (15 d HRT) deutlich übertroffen. Die Änderungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens des Überschussschlammes spiegelten

sich in der Prozesswasserbelastung wider. Gegenüber den Referenzreaktoren wurden bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren Steigerungen der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Prozesswasserbelastung von 3 – 19 % bzw. 7 – 25 % festgestellt. Für die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung konnte auf Grund einer beginnenden Versäuerung des Referenzreaktors (10 d) keine Auswertung vorgenommen werden.

Tabelle 42: Einfluss des Mikrowellenaufschlusses von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Park et al., 2004)

	HRT	Biogas	GV-Abbau	CSB_{mf}	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{PO}_4\text{-P}$
	[d]	[l/kg GV _{Zu}]	[%]	[mg/l]		
Referenz	15	335	23,0	414	388	28
Mikrowelle	15	414	25,9	516	461	35
Mikrowelle	12	416	25,1	534	440	33
Referenz	10	323	23,2	1.379	438	44
Mikrowelle	10	417	25,5	705	468	50
Mikrowelle	8	401	23,3	784	452	47

4.2.12 Strahljet

Hwang et al. (1997) untersuchten die Verfahrenskombination Desintegration mit einem Strahljet + anaerob mesophile Schlammstabilisierung. Bei den Untersuchungen wurde Überschussschlamm der Kläranlage Seoul im Strahljet mit einem Arbeitsdruck von 5 – 50 bar aufgeschlossen. Anschließend wurde der desintegrierte Überschussschlamm 26 d in Batch-Reaktoren bei 35 ± 1 °C anaerob mesophil stabilisiert. Für die Versuche wurde ein Substrat : Impfschlamm-Verhältnis von 9 : 1 gewählt. Im Ergebnis der Versuche wurde für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktoren ein gegenüber dem Referenzreaktor um 3 – 28 % erhöhter GV-Abbau ermittelt. Der absolute GV-Abbau des Referenzreaktors betrug 41 %.

4.2.13 Zusammenfassung Literaturlauswertung

Im aktuellen Hauptkapitel 4.2 wurde ein Literaturüberblick der Untersuchungen zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe mesophile bzw. anaerob thermophile Schlammstabilisierung gegeben. Für die im Labor-, halb- und technischen Maßstab durchgeführten Untersuchungen wurden Primär-, Überschuss- bzw. Faulschlämme genutzt. Als Desintegrationstechniken kamen u.a. Rührwerkskugelmühle, Ultraschallhomogenisator, Hochdruckhomogenisator, Lysatzentrifuge, Säuren- bzw. Laugenaufschluss, niederthermische

sowie hochthermische Verfahren, hochthermische Verfahren in Kombination mit Säuren oder Laugenzugabe und die Ozonung zur Anwendung. Im Einzelfall sind durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile bzw. anaerob thermophile Schlammstabilisierung sowohl positive als auch negative Einflüsse auf das anaerobe Abbauverhalten der untersuchten Klärschlämme nachgewiesen worden.

Auf Basis der vorliegenden Untersuchungen kann die Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe mesophile Schlammstabilisierung wie folgt qualitativ eingeschätzt werden:

- eine vorgeschaltete Desintegration führt zu keiner Veränderung des anaeroben Abbauverhaltens von Primärschlamm,
- eine vorgeschaltete Desintegration kann das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm beeinflussen, wobei der Grad der Beeinflussung sich mit der Vorstabilisierung des Überschussschlammes erhöht sowie
- eine vorgeschaltete Desintegration kann das anaerobe Abbauverhalten von Faulschlamm beeinflussen, wobei der Grad der Beeinflussung sich mit der Vorstabilisierung des Faulschlammes erhöht.

Für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob thermophile Schlammstabilisierung konnte auf Grund der vorliegenden Literaturo Auswertung keine qualitative Bewertung vorgenommen werden.

Die Überlagerung der Einflüsse wie Desintegrationsgrad, Charakteristik des Klärschlammes und Randbedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung (hydraulische Verweilzeit, getrennte oder gemeinsame Stabilisierung mit Primärschlamm) erlaubt es nicht, aus den Literaturdaten eine quantitative Einschätzung der Auswirkungen der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile bzw. anaerob thermophile Schlammstabilisierung auf das anaerobe Abbauverhalten von Klärschlämmen abzuleiten. Die aus den unterschiedlichen Veröffentlichungen hervorgehende Schwankungsbreite des Biogasanfalls und des GV-Abbaus sowie die sich ergebende, nicht plausible Streubreite für den Zusammenhang dieser Parameter unterstreichen die Problematik.

Infolge der in der Literaturo Auswertung aufgezeigten Vielfalt und Komplexität der Untersuchungsergebnisse zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile bzw. thermophile Schlammstabilisierung wurden die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten

Untersuchungen auf die Bewertung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile bzw. anaerob thermophile Stabilisierung von Überschussschlamm begrenzt. In den nachfolgenden Kapiteln 5 – 7 sind die Versuchsdurchführungen und –ergebnisse sowie Auswertungen dokumentiert.

5 Eigene Untersuchungen

5.1 Versuchsprogramm

Die aus der Literatur gewonnene Datenbasis zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Überschussschlammstabilisierung soll so erweitert werden, dass eine grundlegende Bewertung des Einsatzes der Überschussschlamm-desintegration in Kombination mit der anaeroben Schlammstabilisierung vorgenommen werden kann. Für dazu erforderliche detaillierte Auswertungen war es nötig, die experimentellen Untersuchungen auf die wesentlichen Einflussfaktoren hin auszurichten und jeweils eine repräsentative Spannbreite der Parameter abzudecken.

Schwerpunkte der Untersuchungen bildeten typische Varianten der Überschussschlammcharakteristik, der Desintegrationsverfahren und der Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung. Nachfolgend wird ein Überblick der untersuchten Einflussfaktoren gegeben:

1. Art des verwendeten Überschussschlammes
 - a. < 5 d Schlammalter,
 - b. 10 – 15 d Schlammalter und
 - c. > 25 d Schlammalter.
2. Verfahrenstechniken der Klärschlamm-desintegration
 - a. Niederthermischer Zellaufschluss bei 75 °C,
 - b. Niederthermischer Zellaufschluss bei 75 °C in Kombination mit Unterdruckbehandlung,
 - c. Desintegration mit einer Rührwerkskugelmühle
 - d. Desintegration mit einer Fliehkraftkugelmühle und
 - e. Desintegration mit Ultraschall.

3. Temperaturbereich der anaeroben Stabilisierung

- a. mesophile Milieubedingungen und
- b. thermophile Milieubedingungen .

4. Hydraulische Verweilzeit im Anaerobreaktor

- a. 6 d,
- b. 12 d
- c. 20 d und
- d. 24 d.

Tabelle 43 zeigt eine Übersicht der durchgeführten Versuchsreihen mit ihren wesentlichen Einstellungen.

Mit den Versuchsreihen 1.1 und 1.2 wurde das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlämmen im mesophilen und thermophilen Temperaturbereich unter Beachtung des Einflusses der hydraulischen Verweilzeit bestimmt. Die erzielten Ergebnisse bildeten die Grundlage nachfolgender Auswertungen zum mesophilen bzw. thermophilen Betrieb anaerober Überschussschlammstabilisierungsanlagen. Darüber hinaus wurden die Erkenntnisse für die Bewertung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile bzw. thermophile Überschussschlammstabilisierung genutzt. Bei den Untersuchungen wurden Überschussschlämme mit einem Schlammalter von 15 d bzw. 2 d eingesetzt. Die Laborversuche wurden in 6 temperierten Reaktoren mit einem Arbeitsvolumen von 4 l (6 d bzw. 12 d HRT) bzw. 6 l (24 d HRT) sowie in 2 temperierten Reaktoren mit einem Arbeitsvolumen von 10 l (20 d HRT) durchgeführt.

In den Versuchsreihen 2.1.1 – 2.1.4 wurden Einflüsse einer thermischen Vorbehandlung auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlämmen untersucht. Der thermische Aufschluss der Überschussschlämme erfolgte bei einer Temperatur von 75 °C. Während der Untersuchungen wurden die Qualität der verwendeten Überschussschlämme (Schlammalter 3 – 20 d) und die Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung variiert (12 d bzw. 24 d HRT; mesophiler bzw. thermophiler Temperaturbereich). Bei den Laborversuchen wurden 4 bzw. 6 temperierte Reaktoren mit einem Arbeitsvolumen von 4 l (12 d HRT Serie 2.1.1 – 2.1.4, 24 d HRT Serie 2.1.2 – 2.1.4) bzw. 6 l (24 d HRT Serie 2.1.1) eingesetzt.

Tabelle 43: Überblick Versuchsprogramm

Nr.	Schlammart	Schlammalter	Vorbehandlung	thermophil			mesophil			Auswertezeitraum
				HRT			HRT			
	[-]	[d]	[-]	[d]			[d]			
1.1	ÜS	15	-	6	12	24	6	12	24	55
1.2	ÜS	2	-			20			20	
2.1.1	ÜS	15	75 °C	12	12 (VB)	24 (VB)	12	12 (VB)	24 (VB)	41
2.1.2	ÜS	30	75 °C			24	24	24	24 (VB)	47
2.1.3	ÜS	25	75 °C			24	24	24	24 (VB)	36
2.1.4	ÜS	3	75 °C			24	24	24	24 (VB)	43
3.	ÜS	12	U + 75 °C	12	12 (VB)	24 (VB)	12	12 (VB)	24 (VB)	46
4.	ÜS	15	RKM	12	12 (VB)	24 (VB)	12	12 (VB)	24 (VB)	62
5.	ÜS	15	FKM	12	12 (VB)	24 (VB)	12	12 (VB)	24 (VB)	53
6.	ÜS	30	UH			24	24	24	24 (VB)	63

VB - Vorbehandlung

In der Versuchsserie 3 wurde ein Überschussschlamm mit einer Kombination aus thermischem Aufschluss und Unterdruckbehandlung desintegriert und anaerob stabilisiert. Zunächst erfolgte die Desintegration bei einer Temperatur von 75 °C. Nach der Erwärmung wurde die vorbehandelte Probe einem Unterdruck von 8 mbar exponiert und abrupt entspannt. Zur Bewertung des anaeroben Abbauverhaltens des desintegrierten Überschussschlammes wurde dieser bei variierenden Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung untersucht (12 d bzw. 24 d HRT; mesophiler bzw. thermophiler Temperaturbereich). Der verwendete Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 12 d. Für die Versuchsdurchführung wurden 6 temperierte Reaktoren mit einem Arbeitsvolumen von 4 l genutzt.

In den Versuchsreihen 4 und 5 wurde das anaerobe Abbauverhalten von mit einer Kugelmühle desintegrierten Überschussschlamm charakterisiert. Für den Zellaufschluss wurden eine Rührwerkskugelmühle des Typs PE 075 der Fa. Netzsch-Feinmahltechnik GmbH (Reihe 4) bzw. eine Fliehkraftkugelmühle S 100 der Fa. Retsch GmbH (Reihe 5) eingesetzt. Nach der Desintegration wurde der vorbehandelte Überschussschlamm bei unterschiedlichen Milieubedingungen anaerob stabilisiert (12 d bzw. 24 d HRT; mesophiler bzw. thermophiler Temperaturbereich). Der verwendete Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 15 d. Die Untersuchungen erfolgten in 6 temperierten Reaktoren mit einem Arbeitsvolumen von 4 l.

In der Versuchsreihe 6 wurde Überschussschlamm mit der Verfahrenskombination Desintegration mit einem Ultraschallhomogenisator + anaerob mesophile Schlammstabilisierung behandelt. Vor der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung wurde der Überschussschlamm mit einem Ultraschallhomogenisator UP 400S der Fa. Dr. Hielscher GmbH aufgeschlossen. Die Aussagekraft der durchgeführten Untersuchungen war auf eine hydraulische Verweilzeit von 24 d beschränkt. Der verwendete Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 30 d. Die Laborversuche wurden in 4 temperierten Reaktoren mit einem Arbeitsvolumen von 4 l durchgeführt.

5.2 Versuchstechnik

5.2.1 Aufschlussgeräte

Rührwerkskugelmühle PE 075

Als Vertreter der Kugelmühlen wurde die Labor-Batchkugelmühle PE 075 der Fa. Netzsch-Feinmahltechnik GmbH für den Zellaufschluss ausgewählt (Abbildung 17).



Abbildung 17: Labor-Batchkugelmühle PE 075 Fa. Netzsch-Feinmahltechnik GmbH

Die Antriebsleistung des Motors betrug 0,25 kW. Die Drehzahl des Rotors variierte zwischen $233 - 2.100 \text{ min}^{-1}$. Der Mahlraumbehälter umfasste ein Volumen von 0,75 l, der zu 80 % mit Mahlkörpern aus Keramik (0,8 – 1,2 mm) gefüllt war. Durch eine Kühlung des Mahlraumes konnten Temperatureinflüsse auf den Zellaufschluss ausgeschlossen werden.

Fliehkraftkugelmühle S100

Aus der Gruppe der Mühlen wurde zusätzlich die Fliehkraftkugelmühle S 100 der Fa. Retsch GmbH mit in das Untersuchungsprogramm aufgenommen (Abbildung 18).



Abbildung 18: Fliehkraftkugelmühle S 100 Fa. Retsch GmbH

Der Überschussschlamm wurde in einem Mahlbecher mit einem Volumen von 500 ml bei einer Drehzahl zwischen 100 – 580 min gemahlen. Zur besseren Durchmischung wurde mit Drehrichtungsumkehr gearbeitet. Der Mahlbecher und die eingesetzten Kugeln (20 Stck.) waren aus Stahl gefertigt. Technisch bedingt war während der Zerkleinerung keine Kühlung des Mahlgutes möglich, so dass sich mechanische und thermische Desintegrationseinflüsse überlagerten. Die behandelte Probe wurde vor der weiteren Nutzung auf Raumtemperatur abgekühlt.

Schüttelwasserbad GFL 1086

Für Betrachtungen zum niederthermischen Zellaufschluss wurde Überschussschlamm in einem Schüttelwasserbad des Typs GFL 1086 der Gesellschaft für Labortechnik mbH behandelt (Abbildung 19).



Abbildung 19: Schüttelwasserbad GFL 1086 Gesellschaft für Labortechnik mbH

Der elektrische Anschluss betrug 1,5 kW. Der Temperaturbereich konnte zwischen 5,0 – 99,9 °C gewählt werden. Zur thermischen Desintegration wurde je 1 l Überschussschlamm in zwei wasserdichte Metallgefäße gefüllt und auf 75 °C erwärmt. Durch die Schüttelbewegung war eine kontinuierliche Durchmischung in den Metallbehältern gewährleistet. Die Schüttelfrequenz war zwischen 10 und 250 min⁻¹ variierbar. Nach der Behandlung wurde der aufgeschlossene Überschussschlamm auf Raumtemperatur abgekühlt.

Vakuumpumpe Laboport PM 20404-8203

Für den gemeinsamen Zellaufschluss mit thermischer Vorbehandlung (75 °C) und anschließendem Vakuumaufschluss wurden das Schüttelwasserbad GFL 1086 und die

Vakuumpumpe Laboport der Fa. VWR International GmbH genutzt (Abbildung 20). Die für die thermische Behandlung eingesetzte Technik sowie die beschriebene Vorgehensweise waren unverändert (siehe Ausführungen Schüttelwasserbad GFL 1086). Im Anschluss an die thermische Behandlung wurde die Überschussschlammprobe einem definierten Unterdruck ausgesetzt, der plötzlich entspannt wurde. Vor der weiteren Nutzung wurde der desintegrierte Überschussschlamm auf Raumtemperatur abgekühlt. Als wesentliche technische Parameter der Vakuumpumpe wurden ein elektrischer Anschluss von 130 W, eine Förderleistung von 20 l/min und ein maximaler Unterdruck von 8 mbar ermittelt.



Abbildung 20: Vakuumpumpe Laboport Fa. VWR International GmbH

Ultraschallhomogenisator UP 400S

Die Untersuchungen zum Einsatz von Ultraschallhomogenisatoren zur Überschussschlamm-desintegration wurden am Beispiel des UP 400S der Fa. Dr. Hielscher GmbH durchgeführt (Abbildung 21). Der Zellaufschluss erfolgte im Batch-Betrieb, wobei eine Kühlung der Probe gewährleistet war. Der verwendete Ultraschallhomogenisator wies eine maximale Nutzleistung von 400 W auf, die zwischen 20 – 100 % variiert werden konnte. Die Arbeitsfrequenz betrug $24 \text{ kHz} \pm 1 \text{ kHz}$. In Abhängigkeit der verwendeten Sonotroden konnte eine Energiedichte von $12 - 600 \text{ W/cm}^2$ gewählt werden. Für die Versuche wurde eine Sonotrode vom Typ H3 genutzt. Die eingesetzte Energiedichte betrug 460 W/cm^2 . Der Ultraschallhomogenisator wurde im Pulsbetrieb betrieben, wobei die in die Überschussschlamm-suspension eingetragene Energie auf 2.000 Ws/kg TS festgelegt wurde.



Abbildung 21: Ultraschallhomogenisator UP 400S Fa. Dr. Hielscher GmbH

5.2.2 Technische Ausstattung und Betrieb des Laborreaktors

Der Aufbau der Versuchsanordnung ist in Abbildung 22 dargestellt. Als Versuchsreaktoren wurden doppelwandige Glasbehälter mit einem Reaktionsvolumen von 6 l bzw. 10 l genutzt.

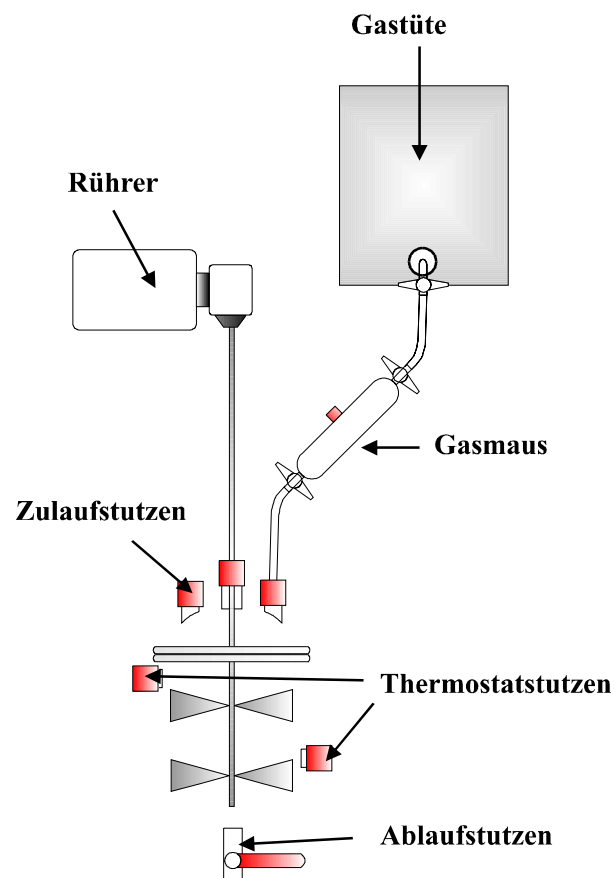


Abbildung 22: Schematischer Aufbau des Laborreaktors

In Einzelfällen wurde bei Reaktoren mit Betriebsproblemen (Schäumen) das Arbeitsvolumen auf 4 l abgesenkt. Die Versuchstemperaturen betrugen 35 °C bzw. 55 °C. Sie wurden mit Hilfe von Thermostaten E1 bzw. EFM 5 der Fa. Funke GmbH realisiert. Vor jeder Substratzufuhr erfolgte in den Anaerobreaktoren eine Kontrolle der Reaktionstemperaturen. Gegebenenfalls wurden die Temperaturen an den Thermostaten nachkorrigiert.

Die Versuche wurden kontinuierlich durchmischt. Für die Umwälzung wurden zweiflügelige Rührer verwendet, die über ein drehzahlgeregeltes Rührwerk RZR 2051 control (Fa. Heidolph Instruments GmbH & Co KG) angetrieben wurden. Vor der Beschickung wurden die untersuchten Überschussschlämme ohne Polymerzugabe mit einer Zentrifuge (Megafuge 3.0R, 10 min, 3.500 min^{-1}) voreingedickt. Für die Versuchsphasen 1, 2.1.1 und 3 – 5 wurde täglich frischer Überschussschlamm genutzt. In den Versuchsphasen 2.1.2 – 2.1.4 und 6 wurden die Überschussschlammproben wöchentlich erneuert. Zur Vermeidung anaerober Abbauprozesse wurden diese im Kühlschrank gelagert. Vor der Beschickung der Versuchsreaktoren wurden die Proben auf Raumtemperatur erwärmt. Der für die Desintegration genutzte Überschussschlamm und die Referenzprobe entstammten derselben Schlammcharge.

Die Beschickung der Reaktoren wurde über den Zulaufstutzen vorgenommen. Während der Versuchsphasen 1, 2.1.1 und 3 – 5 wurden die Reaktoren einmal täglich beschickt. Für die Versuchsphasen 2.1.2 – 2.1.4 und 6 wurde die Substratzufuhr von Mo – Fr ebenfalls einmal täglich durchgeführt. Um die vorgegebenen hydraulischen Verweilzeiten zu gewährleisten, wurde für die Versuchsphasen 2.1.2 – 2.1.4 und 6 das Austauschvolumen um 7/5 erhöht. Die Entnahme des anaerob stabilisierten Überschussschlammes erfolgte über den Ablaufstutzen. Vor der Probenahme wurde die Durchmischung stark erhöht, so dass Ablagerungen vermieden wurden. In Auswertung wöchentlicher Kontrollen des Reaktionsvolumens konnten Fehlbeschickungen bzw. – entnahmen ausgeglichen werden.

Das gebildete Biogas wurde in einer Gastüte vollständig aufgefangen. Die Entleerung und messtechnische Erfassung des Biogasanfalls erfolgte für die Versuchsphase 1, 2.1.1 und 3 – 5 täglich und für die Versuchsphase 2.1.2 – 2.1.4 und 6 von Mo – Fr. Dichtheitsprüfungen der Reaktoren gewährleisteten eine weitgehend vollständige Biogaserfassung. Zur Bestimmung der Biogaszusammensetzung wurde eine Gasmaus als Probenahmepunkt eingerichtet. Mittels Injektionsspritze konnte Biogas durch das Septum der Gasmaus entnommen werden.

5.3 Analytik und Messtechnik

5.3.1 Probenvorbereitung

Megafuge 3.0R

Zur Eindickung des Überschussschlammes bzw. zur Abtrennung des Schlammwassers wurde eine Zentrifuge genutzt (Megafuge 3.0R, Fa. Heraeus GmbH). Das Gerät hatte eine Leistungsaufnahme von 1.450 W. Die Drehzahl konnte zwischen 3.00 und 4.700 min⁻¹ variiert werden. Neben einem Kurzlaufprogramm war die Zentrifugationsdauer zwischen 1 – 99 min frei wählbar. Für die Probenaufbereitung wurden Behältnisse mit einem Volumen von 750 ml genutzt. Die Zentrifugation erfolgte mit einer Drehzahl von 3.500 min⁻¹ für eine Dauer von 10 min.

Membranfiltration

Die Bestimmung gelöster Inhaltstoffe wurde aus der membranfiltrierten Probe (0,45 µm) vorgenommen. Die verwendete Membranfiltrationseinheit der Fa. Satorius AG (SM 16249) hatte ein Volumen von 0,22 l und wurde bei einem Druck von 1,5 – 2,0 bar betrieben.

5.3.2 Physikalische Messgrößen

Gewicht

Für die analytische Bestimmung des Gewichtes bzw. feststoffspezifischer Analysen wurden die Proben mit der Waage BP 210S der Fa. Satorius AG ein- bzw. ausgewogen. Der Messbereich betrug 0 – 210 g. Die Toleranz wurde mit 0,1 mg angegeben.

Trockenrückstand – TR

Der Trockenrückstand charakterisiert die Trockenmasse des Überschussschlammes. Es wird die Masse an gelösten und ungelösten Stoffen einer Suspension erfasst, die nicht wasserdampflich sind. Die Bestimmung erfolgte gemäß DIN 38414 S2 (Deutsches Institut für Normung, 1985b) nach Trocknung der Schlammsuspension bei 105 °C im Trockenschrank (Fa. Binder GmbH) und anschließender Abkühlung im Exsikkator.

Glühverlust – GV

Der Glühverlust entspricht dem organischen Masseanteil einer zuvor bei 105 °C getrockneten Probe, der bei einer Veraschung bei 550 °C verbrennt. Er berechnet sich aus der Differenz des Trockenrückstandes und dem bei der Veraschung zurückbleibendem anorganischen Trockenrückstand TR_{min}. Die Bestimmung erfolgte nach DIN 38414 S3 (Deutsches Institut für Normung, 1985c).

Temperatur (Luft, Flüssigkeit)

Die Messung der Lufttemperatur wurde mit einem Raumthermometer auf Flüssigkeitskristallbasis (Quecksilber) durchgeführt (Fa. Amarell GmbH und Co. KG). Der Messbereich betrug 0 – 100 °C, wobei die Fehlertoleranz mit 1 °C angegeben wurde.

In Flüssigkeiten wurde die Temperatur mit der WTW-Temperatursonde Sentix 41 bestimmt. Die Sonde ermöglichte eine Temperaturmessung in einem Bereich von 0 – 80 °C. Die Fehlertoleranz betrug $\pm 0,1$ K.

Luftdruck

Der Luftdruck wurde mit einem Barometer GPB 2300 der Fa. Conrad Electronic SE (0 – 1.300 mbar) gemessen.

Volumen (Luft, Flüssigkeit)

Die Messung des Biogasanfalls wurde mit einem Trommelgaszähler TG 5/6 der Fa. Ritter Apparatebau GmbH & Co. KG durchgeführt. Der Nenndurchsatz des verwendeten Zählers betrug 500 l/h. Der Fehlerbereich wurde mit $\pm 0,2$ % des Nenndurchflusses angegeben. Als maximale Druckbelastung waren 50 mbar zulässig. Die Auswertung erfolgte auf Basis der Normbedingungen (273,5 K; 101,325 kPa) nach Gleichung 13.

Gleichung 13: Normierung des Biogasvolumens

$$V_{Biogas,0} = \frac{V_{Biogas,T} \cdot T_0 \cdot p_{Biogas,T}}{T \cdot p_{Biogas,0}}$$

Flüssigkeitsvolumina wurden mit genormten Messuren der Fa. VWR International GmbH gemessen. Entsprechend der Aufgabenstellung wurden verschiedene Größen angewandt. Auf Grund der Reaktorgrößen konnte das gesamte Arbeitsvolumen überprüft werden.

Capillary Suction Time – CST

Die Bestimmung des Entwässerungsverhaltens erfolgte nach der CST-Methode mit dem Modell 200 Triton der Fa. Allied Colloids GmbH. Durch die CST-Messung wird das Wasserabgabevermögen einer Suspension ermittelt. Hierzu wird auf standardisierten Filterkartons die Ausbreitungszeitspanne der Filtratfront zwischen zwei definierten Radien gemessen. Große Zeitspannen lassen einen erhöhten Konditionierungsmittelbedarf und ein schlechteres Entwässerungsergebnis erwarten.

5.3.3 Chemische Messgrößen

pH 340 + SenTix 41

Mit dem verwendeten Set der Fa. WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH wurden der pH-Wert und die Temperatur gemessen. Der Messbereich des pH-Wertes betrug 0 bis 14 pH-Einheiten ($\pm 0,01$ pH-Einheiten Genauigkeit bei 15 – 35 °C).

LF 340 + TetraCon 325

Die Leitfähigkeitsmessung (Fa. WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH) erfolgte im Bereich von 0 – 500 mS/cm mit einer Temperaturkompensation auf 25 °C. Der Fehlerbereich wurde mit $\pm 0,5$ % des Messwertes angegeben. Mit dem Messsystem konnte ein Temperaturbereich von 0 – 100 °C mit einer Genauigkeit von $\pm 0,1$ K überwacht werden.

Chemischer Sauerstoffbedarf - CSB

Die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes wurde in Anlehnung an die DIN 38409 H41 (Deutsches Institut für Normung, 1980) mit Hilfe von Küvettentests LCK 314, LCK 514 und LCK 014 der Fa. Dr. Lange GmbH & Co. KG durchgeführt. Die erfassten Messbereiche betrugen 15 – 150 mg/l (LCK 314), 100 – 2000 mg/l (LCK 514) bzw. 1.000 – 10.000 mg/l (LCK 014). Die Oxidation der organischen Inhaltsstoffe erfolgte während einer zweistündigen thermischen Behandlung bei 148 °C mit schwefelsaurer Kaliumdichromatlösung ($K_2Cr_2O_7$) zu dreiwertigem Chrom. Chlorid wurde mit Quecksilbersulfat maskiert. Anschließend wurde das dreiwertige Chrom in der abgekühlten Küvette photometrisch ausgewertet. Der Probenaufschluss wurde im Aufschlussblock LT 200 (Fa. Dr. Lange GmbH & Co. KG) durchgeführt. Für die photometrische Bestimmung wurde ein Cadas 30 (Fa. Dr. Lange GmbH & Co. KG) verwendet.

Kjeldahl Stickstoff - TKN

Die Analyse des TKN erfolgte nach dem von Kjeldahl 1883 entwickelten Verfahren. Mit Hilfe von Schwefelsäure und einem Katalysator wurde der in organischen Verbindungen enthaltene Stickstoff als Ammoniumstickstoff abgespalten und durch Laugenzugabe als Ammoniak ausgetrieben und in überschüssige Borsäure überdestilliert. Durch Rücktitration wurden die Menge an Ammoniak und daraus der Gesamtstickstoff der organischen Verbindungen sowie der Ammoniumstickstoff der Probe bestimmt. Für die Analytik wurden Geräte der Fa. Büchi Labortechnik GmbH mit einem Messbereich von 2 – 200 mg/l genutzt (Kjeldahl Line B-324 bzw. Kjeldahl Line K-435).

Ammoniumstickstoff - $\text{NH}_4\text{-N}$

Zur Bestimmung des Ammoniumgehaltes wurde die Indophenolblau-Methode angewandt. Nach Zugabe von Hypochlorit reagierte das bei einem pH-Wert von 13 freigesetzte Ammoniak zu Monochloramin, aus dem in einer katalytischen Zweistufenreaktion mit Tymol Indophenol entstand. Die Blaufärbung wurde mit einem Spectroquant 14752 der Fa. Merck GmbH photometrisch ausgewertet (0,03 – 3,0 mg/l Messbereich).

Gesamtposphor - P_{ges}

Der in der Probe enthaltene Gesamt-Phosphatgehalt wurde mit Kaliumperoxodisulfat und Schwefelsäure nasschemisch bei 100 °C aufgeschlossen. Das freigesetzte Phosphat reagierte mit Molybdat-Ionen zu Molybdatophosphorsäure. Mit Hilfe von Ascorbinsäure erfolgte eine Reduktion zu Phosphormolybdänblau, das photometrisch gemessen wurde. Für die Analytik wurden die Küvettentests LCK 348 (0,2 – 5,0 mg/l) bzw. 350 (0,5 – 20,0 mg/l) der Fa. Dr. Lange GmbH & Co. KG eingesetzt. Der Aufschluss und die photometrische Bestimmung erfolgten im Thermostatblock LT 200 bzw. im Cadas 30 der Fa. Dr. Lange GmbH & Co. KG.

Orthophosphat - $\text{oPO}_4\text{-P}$

Die Analyse des Ortho-Phosphates wurde nach dem Phosphormolybdänblauverfahren durchgeführt. Bei einem pH-Wert von 5 – 8 bildeten Orthophosphat-Ionen mit Molybdat-Ionen in schwefelsaurer Lösung Molybdatophosphorsäure. Diese wurde mit Ascorbinsäure zu Phosphormolybdänblau reduziert. Mit einem Spectroquant 14848 der Fa. Merck wurde Ortho-Phosphat in einem Messbereich von 0,2 – 5,0 mg/l photometrisch detektiert.

Organische Säuren

Die organischen Säuren wurden als Summe (Methode nach Kapp, 1984) oder als Essigsäureäquivalent ($\text{HAc}_{\text{äq}}$) bestimmt. Die Ermittlung des Säurespektrums erfolgte nach einer Vorbehandlung mit 1 M Salzsäure ($\text{pH} < 4$) und folgender CO_2 -Strippung im Ionenchromatographen (DX 300, Fa. Dionex GmbH). Mit Hilfe einer Kapillarsäule wurden die Säuren getrennt und anschließend im Leitfähigkeitsdetektor analysiert. Die einzelnen Säuren wurden in Essigsäureäquivalente umgerechnet.

Bei der Bestimmung der organischen Säuren mit der Methode nach Kapp (1984) wurde die Probe mit 0,02 n HCl auf einen pH-Wert von 5,0 und 4,0 antitriert. Die Berechnung der Summe der organischen Säuren als Essigsäureäquivalent erfolgte durch Iterationsrechnung auf der Grundlage des Säureverbrauches. Die Titration wurde mit einer Titrationseinheit der

Fa. Metrohm GmbH (719 S Titrino) vorgenommen. Der getestete Messbereich umfasste 10 – 250 mg/l.

Biogasanalyse

Die Bestimmung der Zusammensetzung des Biogases erfolgte im Gaschromatographen (6890 N, Hewlett Packard). Als Trägergas wurde Helium eingesetzt. Mit Hilfe einer Injektionsspritze wurde die Probe (1 ml) auf die Trennsäulen injiziert. Es wurde eine Säulenkonfiguration mit zwei Einzelsäulen verwendet (PLOT Q-Säule, Molsieb 5 A-Säule).

5.4 Charakteristik der verwendeten Überschussschlämme

5.4.1 ÜS HTVA

In den Versuchsphasen 1.1, 2.1.1 und 3 – 5 wurde Überschussschlamm einer halbtechnischen Versuchsanlage genutzt. Dieser wurde täglich aus dem Submersreaktor der biologischen Abwasserbehandlung entnommen und im Labor mit einer Zentrifuge (Megafuge 3.0R) vor- eingedickt. Das Gesamtschlammalter wurde durch unmittelbaren Überschussschlammabzug aus dem belüfteten Reaktorvolumen auf 15 d eingestellt. Das aerobe Schlammalter wurde zu 9 d ermittelt. Eine Ausnahme stellt die Versuchsphase 3 dar, hier wurde das Gesamtschlammalter auf 12 d verkürzt. Das aerobe Schlammalter wurde mit 9 d beibehalten.

Zur Einordnung des Überschussschlammes wird nachfolgend ein kurzer Überblick der Verfahrenstechnik der halbtechnischen Versuchsanlage gegeben. Die halbtechnische Versuchsanlage wird mit Abwasser der Kläranlage Dresden-Kaditz beschickt. Es ist mechanisch durch Grob- und Feinrechen vorbehandelt und wird am Zulauf zur halbtechnischen Anlage durch ein Spaltsieb mechanisch gereinigt. Die biologische Abwasserbehandlung erfolgt in 5 Submersreaktoren mit einem Gesamtvolumen von 15 m³. In der Versuchsanlage werden die Parameter Kohlenstoff und Stickstoff eliminiert. Eine gezielte Phosphatelimination (chemisch, biologisch) wird nicht angestrebt. Allerdings ist in den Sommermonaten eine erhöhte biologische Phosphatelimination zu beobachten. Die Schlammabtrennung wird in einem vertikal durchströmten Nachklärbecken vollzogen.

5.4.2 ÜS KA DD-Kaditz

Die Untersuchungen in der Versuchsphase 1.2 erfolgten mit Überschussschlamm der Kläranlage Dresden-Kaditz vor deren Ausbau zur Stickstoffelimination. Der Überschussschlamm wurde täglich aus der Rücklaufschlammleitung der Nachklärbecken entnommen und mit einer

Laborzentrifuge (Megafuge 3.0R) voreingedickt. Das Schlammalter des Überschussschlammes betrug 2 – 3 d.

Zur Bewertung des Überschussschlammes wird nachfolgend die Verfahrenstechnik der Kläranlage Dresden-Kaditz kurz dargestellt. Nach Auswertung der Betriebsdaten ergibt sich für die Kläranlage Dresden-Kaditz ein mittlerer Anschlussgrad von 600.000 EW. Die mechanische Abwasserbehandlung erfolgt in Grob- und Feinrechen, Langsandfang und Vorklärung. Die Vorklärzeiten variieren zwischen 0,5 – 1,5 h. Biologisch wird das Abwasser in Submersreaktoren behandelt. Als Reinigungsziele werden die Kohlenstoff- und die Phosphatelimination (chemische Fällung) realisiert. Die Schlammabtrennung erfolgt in Nachklärbecken. Im weiteren Verlauf der Schlammbehandlung werden der Primär- und Überschussschlamm statisch eingedickt und nach Mischung und Vorwärmung mittels Zentrifugen entwässert. Anschließend wird der Wassergehalt des entwässerten Rohschlammes in Scheibentrocknern weiter reduziert. Nach der Schlammbehandlung wird der getrocknete Klärschlamm für die landbauliche Verwertung und für die Rekultivierung devastierter Flächen genutzt.

5.4.3 ÜS KA Lenz

Für die Untersuchungen in den Versuchsphasen 2.1.2 und 6 wurde Überschussschlamm der Kläranlage Lenz verwendet. Der Überschussschlamm wurde wöchentlich aus dem Submersreaktor der biologischen Abwasserbehandlung entnommen und im Labor mit einer Zentrifuge (Megafuge 3.0R) voreingedickt. Anschließend wurde dieser bei 4 °C gelagert. Vor der Desintegration bzw. Beschickung der Versuchsreaktoren wurde der voreingedickte Überschussschlamm auf Raumtemperatur erwärmt. Das Schlammalter wurde vom Betreiber mit 30 d angegeben.

Zur Einordnung des Überschussschlammes wird nachfolgend ein kurzer Überblick der Verfahrenstechnik der Kläranlage Lenz gegeben. Gemäß Planungsunterlagen wurde die Kläranlage Lenz für eine Anschlussgröße von 2.200 EW errichtet. Nach einer mechanischen Vorbehandlung mit Rechen und belüfteten Sandfang werden die Abwässer in zwei parallel betriebenen submersen SBR-Reaktoren gereinigt. Die Abwasser- und Schlammbehandlung wird als simultan aerobe Schlammstabilisierung durchgeführt. Zusätzlich zu den dieser Größenklasse entsprechenden Standardanforderungen an die Abwasserbehandlung wird Phosphat eliminiert (chemische Fällung). Vor Ort erfolgt keine weitere Schlammbehandlung. Der Überschussschlamm wird zyklisch abgezogen und als Nassschlamm zur Kläranlage

Großenhain transportiert und dort maschinell entwässert und im Anschluss stofflich verwertet.

5.4.4 ÜS KA St. Michaelis

Der Überschussschlamm der Kläranlage St. Michaelis wurde in der Versuchsphase 2.1.4 genutzt. Einmal wöchentlich wurde dieser aus dem als Submersreaktor betriebenen Denitrifikationsbecken entnommen und mit einer Laborzentrifuge (Megafuge 3.0R) voreingedickt. Anschließend wurde der Überschussschlamm bei 4 °C gelagert. Vor der Desintegration und der Beschickung der Versuchsreaktoren wurde der voreingedickte Überschussschlamm auf Raumtemperatur erwärmt. Der Überschussschlamm hatte ein Schlammalter von 3 d.

Zur Bewertung des Überschussschlammes wird nachfolgend die Verfahrenstechnik der Kläranlage St. Michaelis kurz dargestellt. Entsprechend der Planung wurde die Kläranlage St. Michaelis für eine Anschlussgröße von 18.000 EW ausgebaut. Die mechanische Abwasserbehandlung erfolgt durch Feinrechen sowie belüfteten Sandfang. Biologisch wird das Abwasser in einer vorgeschalteten als Submersreaktor ausgeführten Denitrifikation und in zwei nachgeschalteten Nitrifikationstropfkörpern behandelt. Neben den Parametern Kohlenstoff und Stickstoff wird in der Kläranlage St. Michaelis Phosphat entfernt (chemische Fällung). Die Schlammabtrennung erfolgt in Zwischen- bzw. Nachklärbecken. Nach einer maschinellen Voreindickung wird der anfallende Überschussschlamm anaerob mesophil stabilisiert. Anschließend wird der stabilisierte Klärschlamm mit einer Kammerfilterpresse entwässert und stofflich verwertet.

5.4.5 ÜS KA Nünchritz

In der Versuchsphase 2.1.3 wurde Überschussschlamm der Kläranlage Nünchritz verwendet. Einmal wöchentlich wurde dieser aus dem Submersreaktor der biologischen Abwasserbehandlung entnommen und im Labor mit einer Zentrifuge (Megafuge 3.0R) voreingedickt. Anschließend wurde der Überschussschlamm bei 4 °C gelagert. Vor der Desintegration und der Beschickung der Versuchsreaktoren wurde der voreingedickte Überschussschlamm auf Raumtemperatur erwärmt. Das Gesamtschlammalter wurde vom Betreiber mit 25 d angegeben.

Zur Einordnung des Überschussschlammes wird nachfolgend ein kurzer Überblick der Verfahrenstechnik der Kläranlage Nünchritz gegeben. In der ersten Ausbaustufe wurde die Kläranlage Nünchritz für eine Anschlussgröße von 12.000 EW geplant. Mechanisch wird das

Abwasser über Rechen und Sandfang gereinigt. Die biologische Abwasserbehandlung wird nach dem SBR-Verfahren als simultane aerobe Schlammstabilisierung in drei parallel betriebenen Submersreaktoren durchgeführt. Neben den Parametern Kohlenstoff und Stickstoff wird auf der Kläranlage Nünchritz Phosphat entfernt (chemische Fällung). Nach einer Zwischenspeicherung des abgezogenen Überschussschlammes wird dieser mit einer mobilen Bandfilterpresse entwässert. Anschließend wird der Klärschlamm stofflich verwertet.

5.5 Grundlagen der Auswertung des anaeroben Abbaus organischer Stoffe

5.5.1 Kennwerte – gemessen

Im Rahmen der Kennwertbestimmung weisen direkte Messwerte ein minimiertes Fehlerpotenzial auf. Dieses Fehlerpotenzial beruht im Wesentlichen auf den technischen Randbedingungen der genutzten Messverfahren sowie auf den subjektiven Einflüssen von durchgeführten Messungen und Probenahmen. Überlagerungen mit Fehlerpotenzialen weiterer Messgrößen werden bei der direkten Messung ausgeschlossen. Als unmittelbare Messgrößen können alle physikalischen und chemischen Analyseparameter aufgeführt werden.

Direkte Messwerte ermöglichen kurzfristige Einschätzungen von Versuchsergebnissen. Darüber hinaus konzentrieren sich die Auswertungen auf die Charakterisierung von Substraten, Verfahrenstechniken und den praktizierten Milieubedingungen der Versuchsdurchführung. Technische Bemessungen sowie Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen können auf dieser Basis nicht oder nur teilweise durchgeführt werden.

Des Weiteren können direkte Messwerte zur Beurteilung der Qualität der Versuchsdurchführung genutzt werden. Repräsentative Auswertungen setzen einen Versuchsbetrieb unter Gleichgewichtsbedingungen voraus. Kennzeichnend für diesen Stady-State sind konstante Betriebsverhältnisse (Kennwerte) wie z.B. Substratzufuhr, organische Raumbelastung, Reaktorvolumen, Temperatur, hydraulische Verweilzeit, Schlammalter und Verfahrenstechnik. Bei vergleichenden Untersuchungen kann ein Parameter der Stady-State-Bedingungen variiert werden, wobei auch dieser konstante Verhältnisse aufweisen muss. Mit Hilfe direkter Messungen können jene konstanten Bedingungen unmittelbar dokumentiert werden. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass für den Nachweis des Gleichgewichtszustandes von Versuchsdurchführungen alle beteiligten Kennwerte direkt gemessen und beurteilt werden müssen. Änderungen der konstanten Betriebsverhältnisse (Kennwerte) weisen auf Störungen des Stady-States hin. Diese können z.B. durch schwankende Voreindickung, Änderungen der organischen bzw. mineralischen Klär-

schlammzusammensetzung, Hemmungen des anaeroben Abbaus oder Änderungen der Milieubedingungen der anaeroben Stabilisierung bewirkt werden.

Folgende direkt gemessene Parameter sind für die Einschätzung des anaeroben Abbauverhaltens organischer Stoffe bedeutsam:

Biogasanfall

Das bei der anaeroben Schlammstabilisierung gebildete Biogas spiegelt den Abbau organischer Inhaltsstoffe wider. In diesem Zusammenhang ist der Biogasanfall für die Beurteilung von Einzelreaktoren und vergleichenden Untersuchungen geeignet. Während Einzelversuche die Absolutgrößen des verwertbaren Biogasanfalls aufzeigen, werden durch die Auswertung von Parallelversuchen absolute und relative Abweichungen der nutzbaren Biogasproduktion verdeutlicht. Auf Grund der Temperatur- und Druckabhängigkeit muss der Biogasanfall für die Auswertung normiert werden (273,15 K, 1013,25 mbar).

Biogaszusammensetzung

Die Verwertungsmöglichkeiten von Biogas werden durch das produzierte Biogasvolumen und dessen stoffliche Zusammensetzung bestimmt. Das gebildete Biogas anaerob stabilisierter Klärschlämme besteht überwiegend aus Methan und Kohlendioxid. Geringfügig können Spuren von Wasserdampf, Schwefelwasserstoff, Stickstoff, Ammoniak, Wasserstoff, Sauerstoff und Siloxane enthalten sein (ATV, 1996). Die analytische Bestimmung der Inhaltsstoffe von Biogas ermöglicht eine qualitative Einschätzung der Nutzungsmöglichkeit des untersuchten Biogases. Diesbezüglich ist die Analytik auf Schad- und Wertstoffe zu fokussieren.

Zu den relevanten Schadstoffen gehören Schwefelwasserstoff und Siloxane. Nennenswerte Schadstoffkonzentrationen müssen vor einer Biogasverwertung durch separate Behandlungsschritte (Sulfidfällung, Aktivkohlefilter) aus dem Biogas entfernt werden.

Der Wertstoffcharakter des Biogases wird durch dessen Methangehalt festgelegt. Entsprechend dem Abbauverhalten verschiedener Stoffklassen sind Methankonzentrationen und Biogasproduktionen nach Tabelle 44 zu erwarten. Roediger et. al. (1990) schätzen den Methangehalt des Biogases anaerob stabilisierter Überschussschlämme auf 64,7 %. Abweichungen vom Erwartungsbereich der Methankonzentration des Biogases weisen auf Störungen des Stabilisierungsprozesses oder auf Fehlmessungen hin.

Tabelle 44: Zusammensetzung und Menge von Biogas infolge anaerobem Abbau von Kohlenhydraten, Fetten und Proteinen (Roediger et al., 1990)

Stoffart	Biogas	CH ₄	CH ₄
	[Nl/kg GV _{Abbau}]	[%]	[Nl/kg GV _{Abbau}]
Kohlenhydrate	790	50	400
Organische Fette	1.270	68	860
Eiweißstoffe	700	71	500

Feststoffgehalt

Im Feststoffgehalt werden die organischen und mineralischen Bestandteile von Klärschlämmen zusammengefasst. Aus den Zu- und Ablaufmesswerten von Versuchsreaktoren können relative Änderungen der Klärschlammfrachten ermittelt werden. Ein Vergleich der Ablaufmesswerte mehrerer Versuchsreaktoren verdeutlicht relative Unterschiede in der Klärschlammentsorgung.

Glühverlust

Wie unter 5.3.2 ausgeführt wurde, beschreibt der Glühverlust den organischen Masseanteil einer Probe. Ein direkter Vergleich des Glühverlustes des Zu- und Ablaufes von Versuchsreaktoren verdeutlicht das relative Ausmaß der hydrolytischen Spaltung organischer Inhaltsstoffe. Bei vorliegender durch die Hydrolysegeschwindigkeit initiiert Limitierung des anaeroben Stoffumsatzes können unter der Voraussetzung des vollständigen Umsatzes des gebildeten Hydrolysates relative Schlussfolgerungen für den GV-Abbau getroffen werden. Im Parallelbetrieb ermöglicht diese Vorgehensweise eine Einschätzung der relativen Unterschiede des GV-Abbaus der verglichenen Reaktoren.

Zusammensetzung des Prozesswassers – CSB, N, P

Das nach der anaeroben Schlammstabilisierung beim Entwässerungsvorgang abgetrennte Prozesswasser ist vor allem mit Stickstoff- aber auch mit Phosphat- und Kohlenstoffverbindungen belastet. In Zusammenhang mit den Gesamtkonzentrationen des Zulaufes zur Abwasserbehandlung bzw. zur anaeroben Schlammstabilisierung können mit den Prozesswasserkonzentrationen Relativgrößen der Prozesswasserrückbelastung ausgewiesen werden. Auswertungen von Parallelversuchen verdeutlichen relative Abweichungen von Prozesswasserbelastungen der verglichenen Reaktoren.

Organische Säuren

Mit Hilfe organischer Säuren kann die Stabilität der anaeroben Schlammstabilisierung eingeschätzt werden. Störungen des Faulprozesses (z.B. Hemmungen, Überlastung, Temperaturabfall) werden durch die organischen Säuren bereits angezeigt, bevor sich der GV-Abbau, die Biogasproduktion oder der pH-Wert des Versuchsreaktors vermindern. Vollstabilisierte Klärschlämme weisen nach ATV (1996) einen Gehalt an organischen Säuren $< 1.000 \text{ mg/l}$ auf. Für teilstabilisierte Klärschlämme wird ein Konzentrationsbereich von $1.000 - 2.000 \text{ mg/l}$ angegeben. Höhere Konzentrationen an organischen Säuren verdeutlichen den Übergang zur sauren Gärung.

5.5.2 Kennwerte – berechnet

Berechnete Kennwerte basieren auf der Verknüpfung von mindestens 2 direkten Messgrößen. Als unmittelbare Messgrößen können alle physikalischen und chemischen Analyseparameter genutzt werden. Infolge der Überlagerung von messtechnisch und subjektiv bedingten Fehlertoleranzen einzelner Messgrößen weisen berechnete Kennwerte ein höheres Fehlerpotenzial auf, als es für direkte Messwerte erwartet werden kann.

Die aus Versuchsauswertungen ermittelten Relativ- und Absolutgrößen berechneter Kennwerte bilden die Grundlage technischer Bemessungen und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen.

Gegenüber direkten Kennwerten können Versuchsergebnisse mit Hilfe berechneter Kennwerte umfangreicher eingeschätzt werden. Grundlage repräsentativer Auswertungen bilden Versuchsdurchführungen unter Gleichgewichtsbedingungen. In Abschnitt 5.5.1 wurden hierzu detaillierte Hinweise gegeben. Während die Versuchsauswertung auf Basis direkter Kennwerte lediglich die Variation eines Parameters der Stady-State-Bedingungen gestattet, können bei der Versuchsauswertung auf Grundlage berechneter Kenngrößen Variationen mehrerer Parameter der Stady-State-Bedingungen toleriert werden, wobei sich die zusätzlichen Freiheitsgrade auf die Zulaufparameter beschränken. Durch zufuhrspezifische Normierungen werden Schwankungen der Klärschlammcharakteristik und der Voreindickung kompensiert. In Abhängigkeit der beabsichtigten Auswertung können Normierungen für die Parameter GV, CSB, TKN und P_{ges} vorgenommen werden.

Ferner können die Absolutwerte berechneter Kennwerte zur Beurteilung der Qualität der Versuchsdurchführung genutzt werden. Für qualitative Einschätzungen anaerober Versuchsdurchführungen ist vorrangig die abbauspezifische Biogasproduktion geeignet. Insbesondere

die auf die abgebaute CSB-Fracht bezogene Methanproduktion verdeutlicht Unzulänglichkeiten der Versuchsdurchführung bzw. der Analytik direkter Messwerte. Theoretisch müssen pro 1 kg abgebautem CSB 0,25 kg Methan bzw. 350 NI Methan nachgewiesen werden. Eine auf den GV-Abbau bezogene spezifische Biogasproduktion gestattet eine orientierende Einschätzung der Versuchsdurchführung bzw. der direkt ermittelten Messwerte. Nach Roediger et al., (1990) können für Überschuss- bzw. Primärschlämme ein abbauspezifischer Biogasanfall von 700 – 840 NI/kg GV-Abbau bzw. 900 – 1000 NI/kg GV-Abbau erwartet werden. Abweichungen vom Erfahrungsbereich verdeutlichen Schwächen der Versuchsdurchführung bzw. der Bestimmung direkter Messwerte. Gleichzeitig können diese Unterschiede auf eine geänderte Klärschlammzusammensetzung zurückzuführen sein.

Folgende berechnete Parameter sind für die Beurteilung des anaeroben Abbauverhaltens organischer Stoffe relevant:

Feststofffracht

Feststofffrachten werden für die Bereiche Zulauf, Reaktorinhalt und Ablauf ermittelt. Zulaufbezogene Feststofffrachten ermöglichen die Charakterisierung von Belastungszuständen der betriebenen Reaktoren. Diese können durch den Bezug auf das Reaktorvolumen bzw. auf die im Reaktor enthaltene Feststofffracht als Feststoffraum- oder -schlammbelastung ausgedrückt werden. Auf Grund des fehlenden direkten Zusammenhangs zu reaktionskinetischen Stoffwechselprozessen sind diese Größen für die Bemessung von Reaktoren nicht von Bedeutung.

Ablaufbezogene Feststofffrachten dokumentieren die zu entsorgenden Klärschlamm-mengen, wodurch wirtschaftliche Bewertungen im Einzelfall bzw. vergleichende Untersuchungen ermöglicht werden.

Neben der Nutzung der Feststofffrachten für eine wirtschaftliche Bewertung anaerober Schlammstabilisierungsverfahren sind diese für die Auslegung von Transport- und Eindickprozessen relevant.

Weiterhin wird durch die Differenz der Feststofffrachten des Zu- und Ablaufes indirekt der GV-Abbau verdeutlicht.

Organische Feststofffracht

Durch die auf das Reaktorvolumen bzw. auf die im Reaktor enthaltene Feststofffracht normierte organische Feststofffracht des Zulaufes wird der Belastungszustand von Versuchs-

reaktoren als organische Raumbelastung bzw. organische Schlammbelastung ausgedrückt. In der Literatur werden Erfahrungswerte der organischen Raumbelastung für große anaerobe Schlammstabilisierungsanlagen mit 3 – 4 kg GV/(m³ · d) und für mittlere anaerobe Schlammstabilisierungsanlagen mit 2 – 3 kg GV/(m³ · d) angegeben (Kies, 1960). Die organische Schlammbelastung ist für die Darstellung von Belastungszuständen anaerober Reaktoren eine weniger gebräuchliche Größe. Wie bereits ausgeführt wurde, sind diese Kennwerte auf Grund des fehlenden direkten Bezuges zu reaktionskinetischen Stoffwechselprozessen für die Bemessung von Reaktoren nicht von Bedeutung.

Die Differenz organischer Feststofffrachten des Zu- und Ablaufes von Versuchsreaktoren repräsentiert den GV-Abbau. Mit der Berechnung bzw. dem Vergleich organischer Ablauffrachten einzelner bzw. mehrerer Versuchsreaktoren wird eine Beurteilung der Wirtschaftlichkeit der Klärschlammverwertung bzw. -entsorgung möglich.

Organischer Abbaugrad

Die Abbaubarkeit der organischen Bestandteile von Klärschlämmen wird durch den organischen Abbaugrad ausgedrückt. Im Stady-State wird der GV-Abbau mit den organischen Frachten des Reaktorzu- und -ablaufes nach Gleichung 14 ermittelt.

Gleichung 14: GV-Abbau

$$\eta_{GV} = \frac{GV_{Zu} - GV_{Ab}}{GV_{Zu}} \cdot 100$$

Entsprechend ihrer Vorstabilisierung sind Klärschlämme unterschiedlich anaerob abbaubar. Der höchste organische Abbaugrad wird bei praktizierten Stabilisierungszeiten für Primärschlämme mit 55 – 60 % GV-Abbau erreicht. Auf Grund der unterschiedlichen Zielstellungen der Abwasser- und Schlammbehandlung weist der GV-Abbau von Überschussschlämmen mit 20 – 60 % eine größere Spannbreite auf.

Mit Hilfe des GV-Abbaugrades können bei variierenden organischen Zulauffrachten verwertbare organische Ablauffrachten ermittelt und zugehörige Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen vorgenommen werden.

Zufuhrspezifischer Biogasanfall

Der zufuhrspezifische Biogasanfall stellt das Verhältnis aus entstandener Biogasmenge und zugeführter organischer Fracht dar. Indirekt repräsentiert dieser Wert die Abbaubarkeit der

organischen Zulaufkraft. Unter vergleichbaren Betriebsbedingungen der Versuchsreaktoren wird durch den zu fuhrspezifischen Biogasanfall das Biogaspotenzial des untersuchten Klärschlammes ausgedrückt und kann zu dessen Charakterisierung genutzt werden. Bei praktizierten hydraulischen Verweilzeiten von 20 – 40 d werden für den zu fuhrspezifischen Biogasanfall von Primär- bzw. Überschussschlamm als Erfahrungswerte 450 – 600 NL/kg GV_{Zu} (Roediger et al., 1990) bzw. 100 – 500 NL/kg GV_{Zu} (Bahrs, 1993) angegeben.

Mit Hilfe des zu fuhrspezifischen Biogasanfalls und der organischen Zulaufkraft kann der erwartete Biogasanfall als Grundlage der Bemessung technischer Anlagen (Biogasspeicher, -aufbereitung, -verbrennung, -verstromung) berechnet und für wirtschaftliche Nachweise angewendet werden. Während Einzelversuche die Absolutgrößen des verwertbaren Biogasanfalls aufzeigen, werden durch die Auswertung von Parallelversuchen absolute und relative Abweichungen der nutzbaren Biogasproduktion verdeutlicht.

Abbauspezifischer Biogasanfall

Als Verhältnis von Biogasanfall zu abgebauter organischer Fracht kennzeichnet der abbauspezifische Biogasanfall die stofflichen Eigenschaften des zu Biogas umgewandelten Substrates. Entsprechend der stofflichen Zusammensetzung von Primär- und Überschussschlamm und der abbauspezifischen Biogasproduktion nach Tabelle 44 können für Primär- bzw. Überschussschlamm ein abbauspezifischer Biogasanfall von 900 – 1.000 NL/kg GV-Abbau bzw. 700 – 800 NL/kg GV-Abbau erwartet werden (Roediger et al., 1990). Unter Berücksichtigung der für Überschussschlamm angegebenen Summenformel ($C_{105}H_{180}O_{45}N_{16}P_1$) berechnet sich der abbauspezifische Biogasanfall von Überschussschlamm zu 840 NL/kg GV-Abbau (Roediger et al., 1990). Diese Erfahrungswerte gestatten teilweise eine qualitative Bewertung der verwendeten Klärschlamm. Besonders für Überschussschlamm bewegt sich der abbauspezifische Biogasanfall in einem engen Schwankungsbereich, so dass Abweichungen auf Fehler in der Messwert- bzw. Frachtermittlung hinweisen. Für Primärschlamm kann nur eine eingeschränkte Einschätzung der Messergebnisse erfolgen, da im Vergleich zum Überschussschlamm größere Schwankungen in der Schlammzusammensetzung auftreten.

Der abbauspezifische Biogasanfall ermöglicht es, in Zusammenhang mit dem GV-Abbau die Biogasproduktion als Grundlage planerischer Leistungen zu prognostizieren (Biogasspeicher, -aufbereitung, -verbrennung, -verstromung).

Frachten des Prozesswassers

Unter 5.5.1 wurden mit den Parametern Stickstoff-, Phosphat- und CSB wesentliche Kennwerte der Charakterisierung von Prozesswässern aus der Entwässerung anaerob stabilisierter Klärschlämme erläutert. Infolge kläranlageninterner Stoffkreisläufe müssen Stickstoff-, Phosphat- und CSB-Frachten von Prozesswässern bei der Bemessung und Betriebsführung von Abwasserbehandlungsanlagen berücksichtigt werden. Nachfolgend wird der Erfahrungsbereich der genannten Prozesswasserfrachten dargestellt.

Im Prozesswasser liegen gelöste Stickstoffverbindungen überwiegend als $\text{NH}_4\text{-N}$ vor, so dass diese durch Nitrifikation und Denitrifikation eliminiert werden müssen. Unter der Voraussetzung unveränderter Überwachungs- bzw. erklärter Ablaufwerte für $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. $\text{N}_{\text{anorg.}}$ ist bei Abwasserbehandlungsanlagen mit anaerober Schlammstabilisierung ein erhöhter Grad der Stickstoffelimination erforderlich, als dieser für Abwasserbehandlungsanlagen ohne anaerobe Schlammstabilisierung benötigt wird. Folglich ist die Stickstoffbelastung von Prozesswässern bei der Bemessung der Belüftungskapazität, des aeroben bzw. anoxischen Reaktorvolumens und gegebenenfalls bei einer für die Denitrifikation verwendeten Dosierung externer Kohlenstoffquellen zu beachten. Bei der anaeroben Schlammstabilisierung kann die Stickstoffrückbelastung zwischen 5 – 20 % der Stickstoffzulaufmenge zur Abwasserbehandlungsanlage betragen (ATV, 1996). Bezogen auf die mit dem Klärschlamm in die anaerobe Schlammstabilisierung eingebrachte Stickstoffmenge variiert die Stickstofffreisetzung des anaerob stabilisierten Klärschlammes zwischen 10 – 50 % (Klose, 2002).

Neben Stickstoffverbindungen werden durch die anaerobe Schlammstabilisierung Phosphate freigesetzt. Diese werden teilweise durch Adsorptionsvorgänge und überschüssige Fällmittel (Eisen bzw. Aluminium) oder bei gegebenen Randbedingungen durch Magnesium-Ammonium-Phosphat induzierte Fällungsreaktionen refixiert. Nicht refixierte Phosphatfrachten werden als gelöste Bestandteile in die Abwasserbehandlung zurückgeführt und müssen zur Einhaltung der Überwachungs- bzw. erklärten Ablaufwerte chemisch gefällt werden. In diesem Zusammenhang sind diese Frachten bei der Auslegung technischer Anlagen zur Phosphatelimination zu berücksichtigen. Nach Jardin (1997) kann von einer Phosphat-Rückbelastung $\leq 5 \%$ der Phosphorzulaufmenge zur Abwasserbehandlungsanlage ausgegangen werden.

CSB_{mr} -Verbindungen stellen einen weiteren wesentlichen Bestandteil der Prozesswasserbelastung dar. Während die Hydrolyse, die acitogene und acetogene Phase der anaeroben

Schlammstabilisierung für einen Anstieg der CSB_{mf} -Konzentration von Prozesswässern verantwortlich sind, bewirkt die methanogene Phase der anaeroben Schlammstabilisierung eine Verminderung der vorhandenen CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration. In Summe dieser einzelnen Prozesse ist bei der anaeroben Stabilisierung von Klärschlämmen ein Anstieg der CSB_{mf} -Schlammwasserkonzentration zu verzeichnen. Nach Lützner et al. (2001) kann die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung anaerob stabilisierter Überschussschlämme 2 – 6 % der Fracht des Kläranlagenzulaufes bzw. 3 – 12 % der Beschickungsfracht zur anaeroben Schlammstabilisierung betragen. Für eine Einschätzung der Auswirkungen der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung auf die Abwasserbehandlung sind aerobe Abbauprobversuche erforderlich. In Abhängigkeit der aeroben Abbaubarkeit führen diese Frachten bei der Abwasserbehandlung zu einem erhöhten Sauerstoffverbrauch bzw. zu einer erhöhten CSB_{mf} -Ablaufkonzentration. Auf Grund vorhandener, hoher CSB -Eliminationsraten der aeroben Abwasserbehandlung ist die Erhöhung des Sauerstoffbedarfes infolge der CSB_{mf} -Prozesswasserrückbelastung als relativ gering einzuschätzen. Größere Bedeutung erlangt die zurückgeführte CSB_{mf} -Prozesswasserfracht bei verminderter aerober Abbaubarkeit. Der allgemein niedrige Anteil gelöster CSB -Verbindungen des Kläranlagenablaufes kann in diesem Fall durch die CSB -Prozesswasserbelastung um 1 – 10 % erhöht werden (Jardin et al., 2003).

5.5.3 Bilanzierung von Versuchsreaktoren

5.5.3.1 Bedeutung der Bilanzierungsmethode

Die Güte durchgeführter Untersuchungen und der erzielten Ergebnisse kann mit Hilfe von Massen- und Energiebilanzen eingeschätzt werden. Wie unter 5.5.1 ausgeführt wurde, stellt die Gewährleistung von Stady-State-Bedingungen Voraussetzung für die Auswertbarkeit von Versuchen dar. Dieser Gleichgewichtszustand wird durch konstante Zuläufe, beständige Betriebsverhältnisse der Reaktoren und stabile Umsatzleistungen beschrieben. Folglich sind für eine Bewertung von Versuchsdurchführungen auf Grundlage von Bilanzierungen Zulauf- frachten, eliminierte Frachten bzw. Reaktionsprodukte und Ablauffrachten heranzuziehen.

Nachfolgend werden Bilanzierungsmöglichkeiten für mit Klärschlamm betriebene Anaerobreaktoren auf Basis von CSB -, Phosphor- und Stickstoffverbindungen sowie mineralischer Stoffe erläutert.

5.5.3.2 CSB-Bilanz

Für einen Anaerobreaktor kann die CSB-Bilanz als geschlossene Bilanz nach Abbildung 23 ermittelt werden. Svardal (1991) unterteilt den CSB des Zulaufes in die Bilanzströme CSB-Ablauf, CSB-Biogas und CSB-Überschussschlamm.

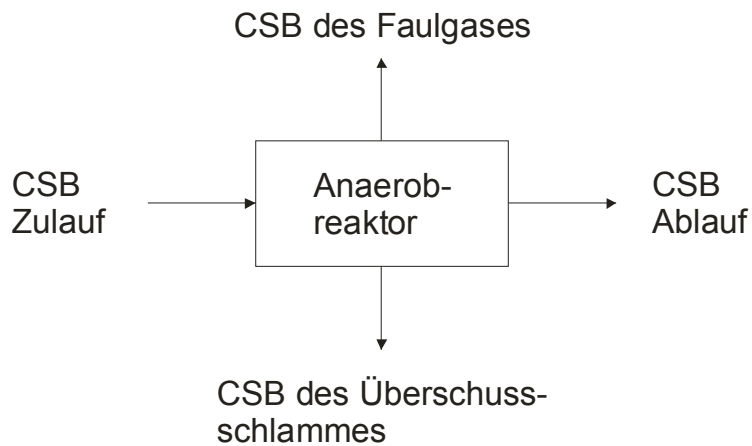


Abbildung 23: CSB-Bilanz eines Anaerobreaktors (Svardal, 1991)

Der CSB des Zulaufes wird in partikuläre und gelöste Anteile fraktioniert. Der gelöste CSB setzt sich aus dem CSB gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen, dem CSB gelösten Methans (CH_4) und reduzierter Schwefelverbindungen (H_2S , HS^- , S^{2-}) zusammen. Im Zulauf treten CH_4 und reduzierte Schwefelverbindungen nur bei industriellen Einleitungen bzw. längeren anaeroben Lagerzeiten des Rohschlammes auf. In Abhängigkeit der anaeroben Abbaubarkeit enthält der Zulauf inerte Bestandteile des partikulären bzw. gelösten CSB.

Für die einen Anaerobreaktor verlassenden Bilanzströme führt Svardal (1991) eine weitere Differenzierung des CSB durch. Der CSB des Biogases wird durch die gasförmig aus tretenden CH_4 - und H_2S -Frachten bestimmt.

Beim CSB des Ablaufes wird in CSB anaerob nicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen, CSB des über den Ablauf ausgetragenen Überschussschlammes, CSB des gelösten CH_4 und der reduzierten Schwefelverbindungen (H_2S , HS^- , S^{2-}) unterschieden.

Im Überschussschlamm sind der für den Zellaufbau benötigte Anteil des verbrauchten Zulauf-CSB sowie der CSB partikulärer Verbindungen des Zulaufes, die nicht weiter anaerob abgebaut werden, enthalten.

Die CSB-Bilanz kann vereinfacht nach Gleichung 15 ausgedrückt werden. Für Anaerobreaktoren die mit suspendierter Biomasse und fehlendem Schlammrückhalt betrieben werden, entfällt die getrennte Ermittlung des CSB des Überschussschlammes. Die Bilanzierung erfolgt in diesem Fall durch die CSB-Frachten des Zu- und Ablaufes sowie des gebildeten Biogases.

Gleichung 15: CSB-Bilanz eines Anaerobreaktors

$$CSB_{Zulauf} = CSB_{Faulgas} + CSB_{\text{Überschussschlamm}} + CSB_{Ablauf}$$

Im praktischen Versuchsbetrieb können die Anforderungen an den Stady-State als Voraussetzung für die Durchführung und Auswertung von Versuchen nur bedingt eingehalten werden. Störungen des Stady – States werden durch Volumen- und Frachtschwankungen des Zu- und Ablaufes ausgelöst. Während für den Zulauf Anteil und Zusammensetzung des Primär- bzw. Überschussschlammes, Klärschlammmenge und Grad der Eindickung wesentliche Einflussfaktoren darstellen, wird der Ablauf vorrangig durch das Abzugsregime bestimmt. Insbesondere wird die Qualität des Ablaufes durch die Reaktordurchmischung und die Faulschlammentnahme (beschickungskonform oder zeitversetzt) geprägt. Im Ergebnis dieser Störungen werden Änderungen der CSB-Fracht des Reaktorinhaltes festgestellt, die im Sinne der Bilanzierung einzubeziehen sind. Gleichung 16 fasst die vervollständigte CSB-Bilanzgleichung zusammen.

Gleichung 16: CSB-Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Frachtänderung des Reaktors

$$CSB_{Zulauf, 0-1} = CSB_{Faulgas, 0-1} + CSB_{\text{Überschussschlamm}, 0-1} + CSB_{Ablauf, 0-1} + CSB_{Reaktor, 1} - CSB_{Reaktor, 0}$$

Unter Berücksichtigung der Anforderungen des Stady-States hat die Änderung der CSB-Fracht des Reaktors nur einen geringen Einfluss auf die Bilanzierung. Ein hoher Anteil der CSB-Frachtänderung des Reaktors in der CSB-Bilanz weist auf Unzulänglichkeiten des Versuchsbetriebes hin.

5.5.3.3 P-Bilanz

Für phosphorbasierte Bilanzierungen anaerober Versuchsreaktoren sind die Phosphorfrachten des Zulaufes, des Ablaufes und des Überschussschlammes zu ermitteln (Abbildung 24). Gemäß der Bindungsformen werden die Phosphorverbindungen in partikuläre und gelöste Fraktionen unterteilt. Einen wesentlichen Bestandteil partikulärer Phosphorverbindungen des

Zulaufes stellt der organisch in der Biomasse oder in den Feststoffen inkorporierte Phosphor dar. Neben der wachstumsbedingten Phosphorinkorporation, wird der partikulär gebundene Phosphor durch eine infolge biologischer Phosphatelimination induzierte verstärkte Phosphataufnahme der Biomasse geprägt. Zusätzliche partikuläre Phosphorverbindungen werden insbesondere bei der chemischen Phosphatelimination beobachtet. In Abhängigkeit der genutzten Fällmittel liegen die Phosphorverbindungen als Eisen-, Aluminium- oder Kalziumphosphat vor. Die in der Probe verbliebenen freien Phosphate repräsentieren überwiegend die gelöste Fraktion der Phosphorverbindungen des Zulaufes.

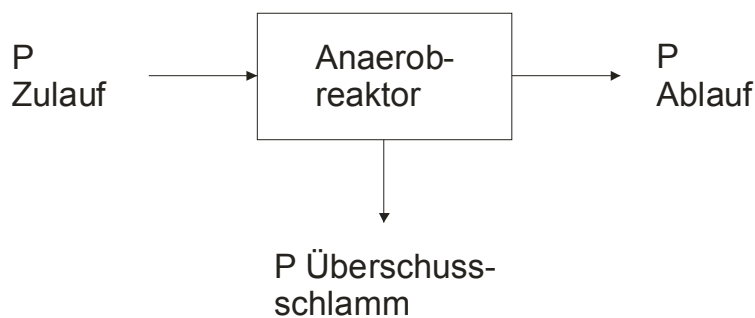


Abbildung 24: P-Bilanz eines Anaerobreaktors

Im Ablauf setzen sich die partikulären Phosphorverbindungen aus den in der Biomasse inkorporierten Phosphoranteilen und den chemisch an Eisen, Aluminium bzw. Kalzium gebundenen oder als Magnesium-Ammonium-Phosphat fixierten Phosphatfrachten zusammen. Die gelösten Phosphorverbindungen des Ablaufes werden durch den freien Phosphatgehalt des Zulaufes, die infolge biologischer Phosphatelimination unter anaeroben Milieubedingungen verstärkten Phosphatausschüttungen der Biomasse und die mit dem anaeroben Zellabbau verbundenen Phosphatfreisetzungen festgelegt, wobei sich die gelöste Fraktion der Phosphorverbindungen um die für den Biomasseaufbau benötigte Phosphorfracht und den Umfang der chemischen Phosphatrefixierung verringert. Das Ausmaß der Phosphatrefixierung wird von der Verfügbarkeit an Eisen-, Aluminium- oder Kalziumionen sowie den Bedingungen der Magnesium-Ammonium-Phosphatfällung bestimmt.

Beim Überschussschlamm setzt sich die fixierte Phosphorfracht aus der Inkorporation durch Zellaufbau und aus dem Phosphorgehalt partikulärer Verbindungen des Zulaufes, die nicht anaerob abgebaut werden, zusammen.

Die P-Bilanz kann vereinfacht nach Gleichung 17 ausgedrückt werden. Werden Anaerobreaktoren mit suspendierter Biomasse und fehlendem Schlammrückhalt betrieben, entfällt die getrennte Ermittlung des Phosphorgehaltes des Überschussschlammes. Die Bilanzierung erfolgt in diesem Fall durch die Phosphor-Frachten des Zu- und Ablaufes.

Gleichung 17: P-Bilanz eines Anaerobreaktors

$$P_{\text{Zulauf}} = P_{\text{Überschussschlamm}} + P_{\text{Ablauf}}$$

Analog zum CSB sind auch für Phosphor Störungen des Stady-State in der Bilanzierung nachweisbar. Die Ursachen entsprechen den in Abschnitt 5.5.3.2 getroffenen Aussagen. Diesbezüglich sind bei der Bilanzierung Änderungen der Phosphorfrachten des Anaerobreaktors zu berücksichtigen (Gleichung 18). Für die Güte der Versuchsdurchführung spricht ein geringer Einfluss der geänderten Phosphorfracht des Anaerobreaktors auf die Phosphorbilanz.

Gleichung 18: P-Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Frachtänderung des Reaktors

$$P_{\text{Zulauf}, 0-1} = P_{\text{Überschussschlamm}, 0-1} + P_{\text{Ablauf}, 0-1} + P_{\text{Reaktor}, 1} - P_{\text{Reaktor}, 0}$$

5.5.3.4 N-Bilanz

Abbildung 25 beschreibt die Stickstoffbilanz eines Anaerobreaktors zur Klärschlammstabilisierung.

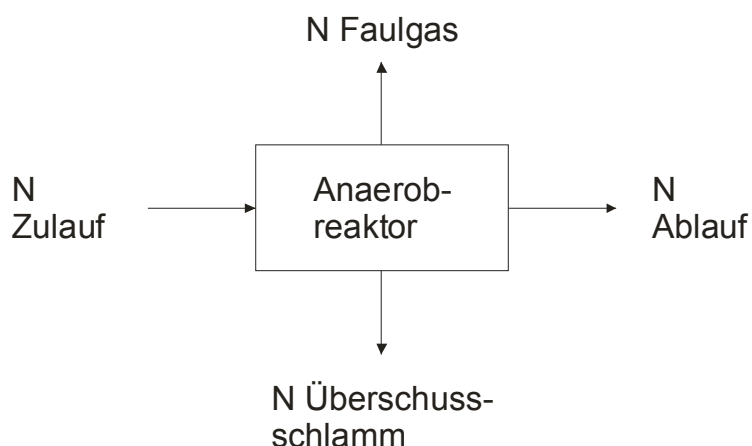


Abbildung 25: N-Bilanz eines Anaerobreaktors

Durch die anaerobe Behandlung gliedert sich die Stickstofffracht des Zulaufes in die Stickstoffbestandteile des Biogases, des Ablaufes und des Überschussschlammes auf. Die Stickstofffracht des Zulaufes besteht aus partikulären und gelösten Anteilen. Infolge der Beschaffenheit des Zulaufes sind die partikulären Stickstofffrachten überwiegend organisch in der Biomasse gebunden. Die gelösten Frachtanteile des Zulaufes werden durch Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie in geringem Umfang durch den über die Gaslöslichkeit bedingten N_2 -Eintrag in die wässrige Phase bestimmt.

Im Biogas sind als wesentliche stickstoffhaltige Komponenten N_2 und NH_3 enthalten.

Beim Ablauf setzen sich die Stickstofffrachten des Anaerobreaktors aus partikulären Stickstoffanteilen des Überschussschlammabtriebes und aus in Form von NH_4 -N, NH_3 und N_2 vorliegenden gelösten Stickstoffkomponenten zusammen.

Der Bilanzstrom des Überschussschlammes weist überwiegend organisch gebundene Stickstoffanteile der produzierten sowie anaerob nicht abgebauten Biomasse auf.

Die N-Bilanz eines Anaerobreaktors kann vereinfacht nach Gleichung 19 ausgedrückt werden. Bei Anaerobreaktoren mit suspendierter Biomasse und fehlendem Schlammrückhalt entfällt die getrennte Ermittlung der Stickstofffracht des Überschussschlammes. In diesem Fall erfolgt die Bilanzierung durch die Frachten des Zu- und Ablaufes sowie des Biogases.

Gleichung 19: N-Bilanz eines Anaerobreaktors

$$N_{Zulauf} = N_{Faulgas} + N_{\text{Überschussschlamm}} + N_{Ablauf}$$

Gemäß Kapitel 5.5.3.2 können Störungen des Stady-State auch in der Bilanzierung des Stickstoffs nachgewiesen werden. Die Ursachen sind mit den im Abschnitt zur CSB-Bilanz getroffenen Aussagen identisch. Folge dessen sind bei der N-Bilanz Änderungen der Stickstofffrachten des Anaerobreaktors zu berücksichtigen (Gleichung 20).

Gleichung 20: N-Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Frachtänderung des Reaktors

$$N_{Zulauf, 0-1} = N_{Faulgas, 0-1} + N_{\text{Überschussschlamm}, 0-1} + N_{Ablauf, 0-1} + N_{Reaktor, 1} - N_{Reaktor, 0}$$

Die N-Bilanz anaerober Reaktoren erfordert die Bestimmung einer Vielzahl stickstoffhaltiger Komponenten des Zu- und Ablaufs, des Biogases und des Überschussschlammes. Häufig

steht dieser Datenumfang für eine vollständige Bilanzierung nicht zur Verfügung bzw. setzt eine kostenintensive Analytik voraus. Durch Ausschluss bilanziell unbedeutender Stoffströme kann die N-Bilanz vereinfacht werden, ohne dass qualitative Einschränkungen zu erwarten sind. Für eine rationalisierte Bilanzierung der Stickstofffrachten sind die Frachtanteile der gelösten Komponenten $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und N_2 des Zulaufes, N_2 des Überschussschlammes und des Ablaufes sowie die im Biogas enthaltenen N_2 - und NH_3 -Frachten vernachlässigbar. Die folgenden Ausführungen verdeutlichen die Zulässigkeit des bilanziellen Ausschlusses der genannten Stoffströme am Beispiel der anaeroben Stabilisierung von Überschussschlämmen. Gleichzeitig werden Grenzen der rationalisierten Bilanzierung aufgezeigt.

Bilanzielle Vernachlässigung der $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten des Zulaufes von Reaktoren zur anaeroben Stabilisierung von Überschussschlämmen

Im Überschussschlamm stickstoffeliminierender Abwasserbehandlungsanlagen sind die gelösten Frachtanteile ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$) gegenüber den organisch gebundenen Stickstofffrachten gering.

Bei den in der kommunalen Abwasserbehandlung eingesetzten Verfahren zur Stickstoffelimination betragen die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen allgemein $< 1 \text{ mg/l}$, so dass sie im abgezogenen Überschussschlamm nicht mehr nachweisbar sind und deshalb für die Bilanzierung vernachlässigt werden können.

Abwasserbehandlungsanlagen zur gezielten Stickstoffelimination unterschreiten die gesetzlichen Überwachungswerte von $10 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ und $18 \text{ mg/l N}_{\text{anorganisch}}$ (13 mg/l). Durch Eindickung des abgezogenen Überschussschlammes auf einen Feststoffgehalt von 4 – 8 % TR wird der Frachtanteil für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ auf 0,3 – 0,7 % der Gesamtstickstofffracht vermindert und kann folge dessen bei der rationalisierten Bilanzierung unberücksichtigt bleiben. Als Vergleichsgröße wurde ein feststoffspezifischer Stickstoffanteil in Überschussschlämmen von 6 % der Feststofffracht gewählt.

Bilanzielle Vernachlässigung der N_2 -Frachten des Zu- und Ablaufes sowie des Biogases von Reaktoren zur anaeroben Stabilisierung von Überschussschlämmen

Bei der rationalisierten Bilanzierung bleiben die N_2 -Frachten aller Bilanzströme unberücksichtigt. Möglich wird dieser Verzicht, durch die unter anaeroben Milieubedingungen vorhandene Stoffwechselneutralität der gelösten N_2 -Frachten und dem in den

NO₂-N- und NO₃-N-Zulauffrachten enthaltenen geringen denitrifizierbaren N₂-Potenzial (siehe vorheriger Abschnitt).

Bilanzielle Vernachlässigung der NH₃-N-Fracht des Biogases von Reaktoren zur anaeroben Stabilisierung von Überschussschlämmen

N₂ und NH₃ stellen die wesentlichen Stickstoffkomponenten im Biogas anaerob stabilisierter Überschussschlämme dar. Nachdem im vorigen Abschnitt der bilanzielle Verzicht der im Biogas enthaltenen N₂-Fracht dargestellt wurde, wird in diesem Abschnitt die bei der anaeroben Überschussschlammstabilisierung entstehende NH₃-Fracht des Biogases bilanziell bewertet.

Die NH₃-N-Fracht des Biogases wird durch das NH₄-N/NH₃-N-Löslichkeitsgleichgewicht und das Henry-Dalton-Gesetz definiert. Abbildung 26 stellt das NH₄-N/NH₃-N-Löslichkeitsgleichgewicht unter den Einflüssen von Temperatur und pH-Wert dar. Mit Bezug auf die Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung befindet sich das NH₄-N/NH₃-N-Löslichkeitsgleichgewicht überwiegend in einem pH-Wert-Bereich zwischen 7,0 – 7,5.

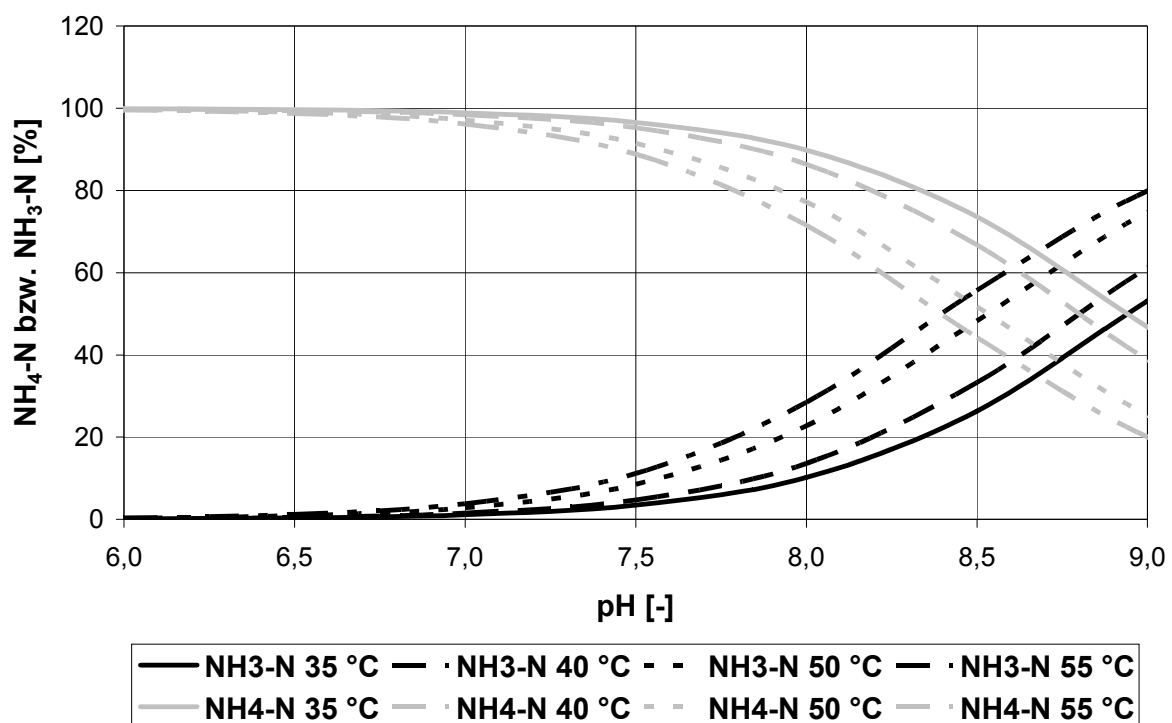


Abbildung 26: Temperatur- und pH-Einfluss auf das Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht (Anthonisen et al., 1976)

Bei pH-Werten $\leq 7,0$ ist das Löslichkeitsgleichgewicht nahezu vollständig zum $\text{NH}_4\text{-N}$ verschoben. $\text{NH}_3\text{-N}$ ist in diesem pH-Wert-Bereich bis zu 1,1 % (35 °C) bzw. 3,8 % (55 °C) gelöst. Eine Erhöhung des pH-Wertes auf 7,5 bewirkt eine Zunahme des gelösten $\text{NH}_3\text{-N}$ auf 3,5 % (35 °C) bzw. 11,2 % (55 °C). Ab einem pH-Wert > 8 ändert das $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NH}_3\text{-N}$ -Löslichkeitsgleichgewicht signifikant zu Gunsten des $\text{NH}_3\text{-N}$. Diese Möglichkeit wird u.a. bei der technischen Ammoniakstrippung angewandt.

Nach dem Gesetz von Henry Dalton ist die gelöste Konzentration eines Gases im Gleichgewicht dem Partialdruck des Gases proportional, das sich über der Flüssigkeit befindet. Daher wird der Partialdruck beim Entgasen von Flüssigkeiten von der Konzentration der gelösten Gase beeinflusst. Die gelöste $\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentration im Biogas anaerob stabilisierter Überschussschlämme resultiert aus den Wechselwirkungen gemäß Abbildung 26 und der im Prozesswasser vorhandenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration, die zwischen 600 – 2.000 mg/l variieren kann. Grundlage der Berechnungen bildeten ein angenommener Feststoffgehalt anaerob zu stabilisierender Überschussschlämme von 4 – 8 % TR und eine anaerobe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Freisetzung ≤ 50 % der Gesamtstickstofffracht.

Abbildung 27 zeigt $\text{NH}_3\text{-N}$ -Frachten des Biogases als Funktion der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration von Prozesswässern, des pH-Wertes und der Temperatur.

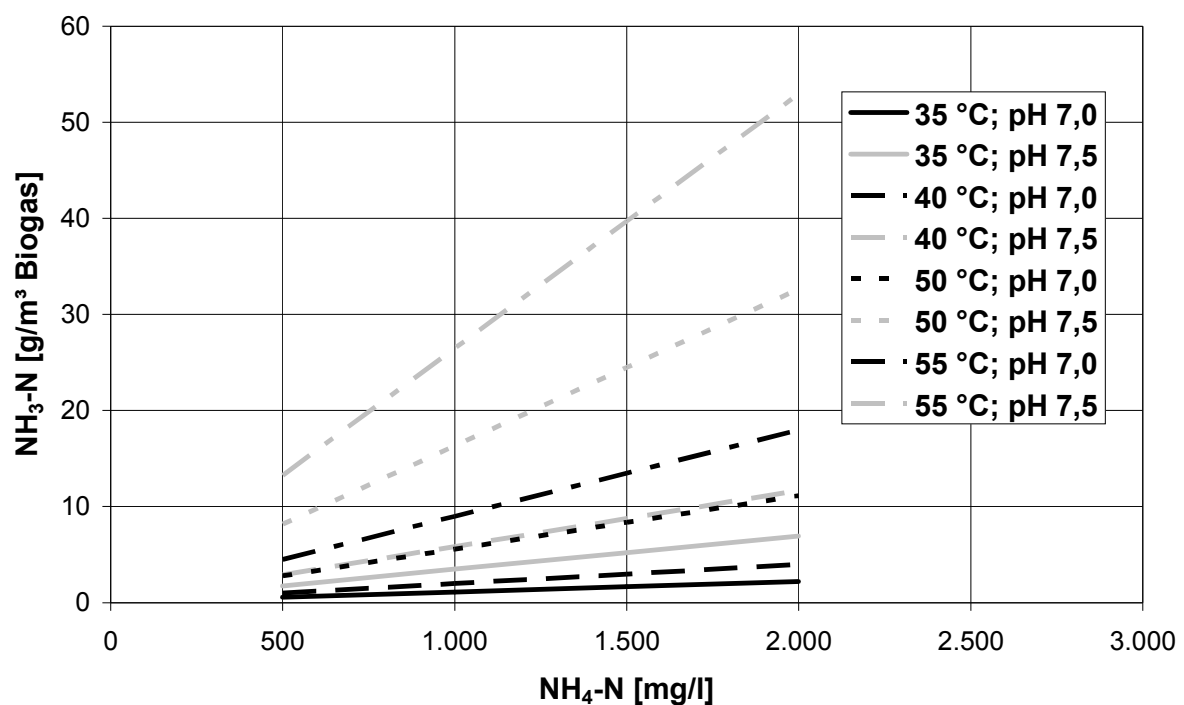


Abbildung 27: $\text{NH}_3\text{-N}$ -Frachten im Biogas unter Berücksichtigung des Einflusses von Temperatur, pH-Wert und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserkonzentration

Mit einer Zunahme der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration, des pH-Wertes und der Prozesswassertemperatur sind Erhöhungen der im Biogas enthaltenen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Frachten verbunden. Im Vergleich zu einer mesophilen Betriebsweise der anaeroben Schlammstabilisierung sind unter thermophilen Bedingungen 6- bis 7-fach höhere $\text{NH}_3\text{-N}$ -Frachten im Biogas zu erwarten (pH-Wert 7,0 – 7,5). In Abhängigkeit von der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserkonzentration (500 – 2.000 mg/l) und dem pH-Wert (7,0 – 7,5) variieren die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Frachten im Biogas zwischen 1 – 12 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3$ Biogas (mesophile Betriebsweise) bzw. 3 – 53 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3$ Biogas (thermophile Betriebsweise).

Mit Hilfe von Abbildung 28 kann der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Frachtanteil des Biogases auf Grundlage der in Überschlamm inkorporierten N-Fracht und der aus dem anaeroben Abbau resultierenden zufuhrspezifischen Biogasproduktion geschätzt werden. Als weitere Einflussfaktoren sind die Temperatur, der pH-Wert und der Grad der Voreindickung zu berücksichtigen. Die Berechnungen basieren auf einem Stickstoffgehalt der Überschussschlämme von 6 % der Feststofffracht.

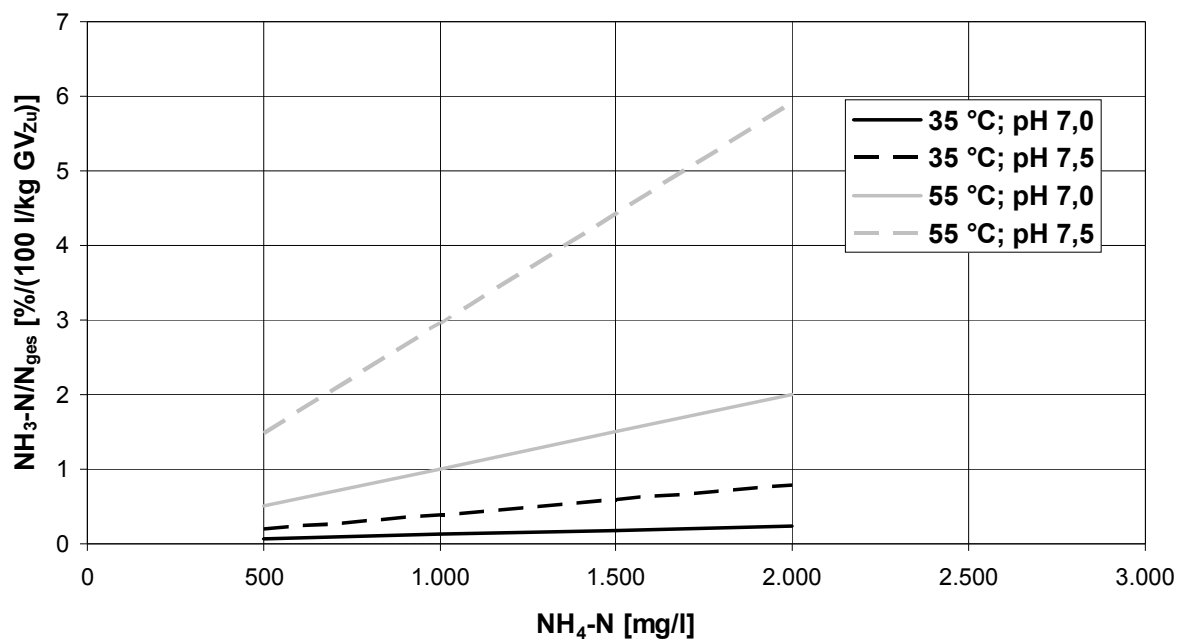


Abbildung 28: $\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteil von Biogas an der Gesamtstickstofffracht anaerober Reaktoren zur Überschussschlammstabilisierung unter Berücksichtigung des Einflusses von Temperatur, $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserkonzentration und pH-Wert

Bei einer für Überschussschlämme typischen zufuhrspezifischen Biogasproduktion von 100 – 500 l/kg GV_{Zu} sind bei der anaerob mesophilen Stabilisierung maximal 0,3 – 3,9 % der Stickstofffracht als $\text{NH}_3\text{-N}$ im Biogas zu erwarten. Bei der anaerob thermophilen Stabilisierung

kann die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Fracht im Biogas unter den genannten Bedingungen 2,5 – 29,5 % der Stickstofffracht umfassen.

Für die Anwendung einer vereinfachten N-Bilanz sind die Auswirkungen gemäß Abbildung 28 zu überprüfen. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse können die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Frachten im Biogas anaerob mesophil stabilerter Überschussschlämme bei der Bilanzierung von Versuchsreaktoren vernachlässigt werden, ohne dass qualitative Einschränkungen bei der Bilanzierung auftreten.

Folglich können Einschätzungen von Versuchsergebnissen anaerob mesophiler Reaktoren auf Basis rationalisierter N-Bilanzen vorgenommen werden. Unter thermophilen Milieubedingungen sind rationalisierte N-Bilanzen nur bei niedrigen Prozesswasserkonzentrationen und bei geringem anaerobem Abbauverhalten der Überschussschlämme (zufuhrspezifischer Biogasanfall) möglich. Als Grenzen der vereinfachten Bilanzierung sollten $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserkonzentrationen $\leq 1.000 \text{ mg/l}$ und zufuhrspezifische Biogasproduktionen $\leq 300 \text{ l/kg GV}_{\text{Zu}}$ gewählt werden.

5.5.3.5 TR_{min} -Bilanz

Im Gegensatz zu den bisher aufgeführten Bilanzierungsmöglichkeiten können mineralische Frachten nicht sicher bilanziert werden. Während beim CSB, P und N Summenparameter bzw. Stoffströme verglichen werden, werden mit der mineralischen Fracht Mengen verschiedener mineralischer Frachtströme zusammengefasst. Die mineralischen Stoffströme setzen sich aus Karbonaten (Calcit, Dolomit, Siderit, Rhodocrosit), Hydroxiden und Oxiden (Gibbsit, Eisenhydroxid, Pyrolusit, Birnessit), Phosphaten (Hydroxyapatit), Sulfiden (Pyrrhotit, Pyrit, Covellit) und Silikaten (Quarz, K-Feldspat, Kaolinit, Albit) zusammen (Sigg und Stumm, 1994). Änderungen der mineralischen Zusammensetzung können mit der Analytik des Glührückstandes nicht beschrieben werden. Reaktive Einflüsse auf die Entstehung bzw. Auflösung mineralischer Bestandteile werden nicht berücksichtigt. Die Vernachlässigbarkeit der während der anaeroben Schlammbehandlung gebildeten bzw. aufgelösten mineralischen Bestandteile stellt die Voraussetzung für die Bilanzierbarkeit mineralischer Frachten dar. Unter diesen Bedingungen kann die Bilanzierung nach Abbildung 29 erfolgen.

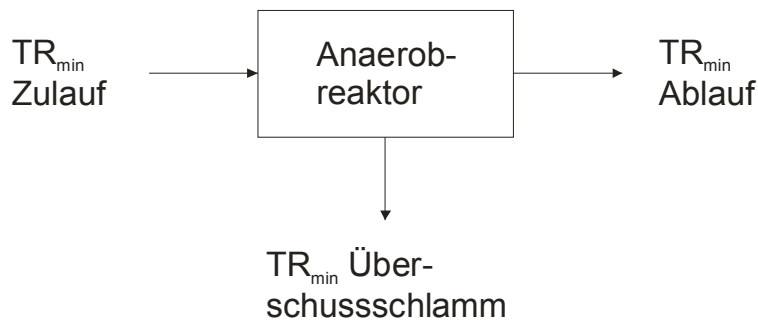


Abbildung 29: TR_{\min} -Bilanz eines Anaerobreaktors

Der Zulauf enthält mineralische Bestandteile des anaerob zu stabilisierenden Klärschlammes. Nach dem Anaerobreaktor unterteilt sich die mineralische Fracht in die Anteile des Ablaufes und des Überschussschlammes. Die mineralische Fracht des Ablaufes wird durch den mineralischen Anteil abtreibender Feststoffe geprägt. Im Überschussschlamm setzt sich die mineralische Fracht aus der des gebildeten Überschussschlammes und der nicht abgebauten Feststoffe zusammen.

Bei Anaerobreaktoren die mit suspendierter Biomasse und fehlendem Schlammrückhalt betrieben werden, ist die mineralische Fracht des Überschussschlammes im Ablauf enthalten. Die Bilanzierung erfolgt in diesem Fall durch die Frachten des Zu- und Ablaufes (Gleichung 21).

Gleichung 21: TR_{\min} -Bilanz eines Anaerobreaktors

$$TR_{\min, \text{Zulauf}} = TR_{\min, \text{Überschussschlamm}} + TR_{\min, \text{Ablauf}}$$

Unter Berücksichtigung der Einschränkungen der Bilanzierbarkeit der mineralischen Fracht können Störungen des Stady-State in der Bilanzierung nachgewiesen werden. Mögliche Ursachen wurden in Kapitel 5.5.3.2 dargestellt. In diesem Fall sind Änderungen der mineralischen Frachten bei der Bilanzierung des Anaerobreaktors zu berücksichtigen (Gleichung 22).

Gleichung 22: TR_{\min} -Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Frachtänderung des Reaktors

$$TR_{\min, \text{Zulauf}, 0-1} = TR_{\min, \text{Überschussschlamm}, 0-1} + TR_{\min, \text{Ablauf}, 0-1} + TR_{\min, \text{Reaktor}, 1} - TR_{\min, \text{Reaktor}, 0}$$

Mineralische Bilanzen können nur erstellt werden, wenn es im Anaerobreaktor nicht zur Bildung bzw. Auflösung von Fällungsprodukten kommt oder diese Prozesse nur im geringen

Umfang auftreten. Nachfolgend wird der Einfluss der Phosphat- und Sulfidfällung sowie des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes auf die mineralische Bilanz von Reaktoren zur anaeroben Stabilisierung von Überschussschlämmen diskutiert.

Bedeutung der bei der anaeroben Überschussschlammstabilisierung auftretenden Phosphatfällung für die mineralische Bilanzierbarkeit von Versuchsreaktoren

In der anaeroben Schlammbehandlung sind Phosphatfreisetzungen zu beobachten, die auf die Zersetzung organischer phosphathaltiger Biomasse, auf die Hydrolyse von Polyphosphat und auf die Auflösung anorganischer phosphathaltiger Salze zurückzuführen sind. Infolge überschüssiger Fällmittel (Fe, Al, Ca), Struvitbildung und Adsorption können freigesetzte Phosphate refixiert werden. Ausgehend von einer biologischen Phosphatinkorporation von 0,4 – 0,6 g/(E·d) (Kayser, 2001) werden bei einem GV-Abbau von 20 – 50 % 0,1 – 0,3 g PO₄-P/(E·d) aus der Biomassezersetzung verfügbar. Zusätzlich kann in Anhängigkeit der Verfahrensführung der Abwasserbehandlung Phosphat aus der biologischen Phosphatelimination rückgelöst werden. Hierbei sind Phosphatausschüttungen von 0,2 – 0,9 g/(E·d) möglich (Kayser, 2001).

Bei der anaeroben Stabilisierung von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen ohne biologische Phosphatelimination beträgt der zusätzliche Fällschlamm bei der Ausfällung mit Eisen 0,7 – 2,0 g TS/(E·d) bzw. mit Aluminium 0,5 – 1,6 g TS/(E·d). Unter Annahme eines mittleren Anfalls mineralischer Stoffe aus der Kanalisation von 12 – 26 g/(E·d) und 5 – 8 g/(E·d) aus der chemischen Phosphatelimination berechnet sich die mineralische Frachterhöhung durch Refixierung infolge Eisen- bzw. Aluminiumfällung um 2 – 12 % (Fe) bzw. 2 – 9 % (Al).

Im Gegensatz dazu sind bei der anaeroben Stabilisierung von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen mit biologischer Phosphatelimination auf Grund des geringeren Feststoffanfalls größere Einflüsse der Refixierung feststellbar. Ausgehend von einer mineralischen Fracht von 12 – 26 g/(E·d) (Eintrag aus Kanalisation) und 2 – 6 g/(E·d) (chemische Fällung) ergibt sich eine Erhöhung der mineralischen Feststofffracht durch Refixierung infolge Eisen- bzw. Aluminiumfällung um 6 – 57 % (Fe) bzw. 5 – 44 % (Al).

Neben der Fixierung an Eisen bzw. Aluminium können Phosphate bei der anaeroben Schlammstabilisierung auch als Magnesium-Ammonium-Phosphat (Struvit) ausgefällt werden. Pro Gramm PO₄-P entstehen 7,9 g mineralisches Fällprodukt, das bei vollständiger

Phosphatbindung die mineralische Fracht von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen mit biologischer Phosphatelimination um 7 – 68 % und von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen ohne biologische Phosphatelimination um 2 – 17 % erhöhen kann. Diese Zahlen basieren auf den Annahmen des vorangehenden Abschnittes zu den mineralischen Frachten. Stöchiometrisch ist für die Struvitfällung ein Molverhältnis von $\text{Mg} : \text{NH}_4\text{-N} : \text{PO}_4\text{-P}$ von 1,0 : 1,0 : 1,0 erforderlich. Bedingt durch die Rohschlammzusammensetzung limitiert eine typischerweise geringe Mg-Fracht unbeabsichtigte MAP-Ausfällungen (Wild, 1997). Gezielte Struvit-Fällungen werden u.a. im Rahmen der Phosphatrückgewinnung aus Prozesswasser anaerober Schlammstabilisierungsanlagen durchgeführt. Für die Fällung wird MgO überstöchiometrisch dosiert. Nach Booker et al. (1999) lässt sich dafür ein optimaler pH-Wert-Bereich von 8,5 – 9,5 ableiten. Auf Grund der bei der anaeroben Schlammstabilisierung herrschenden Milieubedingungen (pH-Wert 7,0 – 7,5; unzureichende Mg-Mengen) spielt die Magnesium-Ammonium-Phosphat-Fällung für die mineralische Bilanzierung eine untergeordnete Rolle. Aus betrieblicher Sicht können die Auswirkungen einer Struvit-Fällung (Verkrustungen) nicht vernachlässigt werden.

Bedeutung der bei der anaeroben Überschussschlammstabilisierung auftretenden Sulfidfällung für die mineralische Bilanzierbarkeit von Versuchsreaktoren

Im anaeroben Milieu werden oxidierte Schwefelverbindungen zu Sulfid reduziert und gehen z.B. mit Eisen und Kupfer schwerlösliche Verbindungen ein. Fällungsreaktionen mit weiteren Schwermetallen wie Zink, Cobalt, Mangan, Nickel und Blei sind möglich. Einflüsse einer Schwefelfreisetzung aus dem anaeroben Abbau organischer Feststoffe werden in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigt. Die nachfolgenden Betrachtungen basieren auf einer gemäß Trinkwasserverordnung zulässigen Sulfatkonzentration von 240 mg/l. Für eine Schätzung der fällbaren Sulfide werden die gasförmigen Anteile des H_2S -Gleichgewichtes vernachlässigt. Entsprechend der Bindungsform mit Eisen bzw. Kupfer fallen als Pyrrhotit, Pyrit oder Covellit 1,9 – 3,0 g TS/g S^{2-} - S an. Im Vergleich zur mineralischen Fracht des Zulaufes des Anaerobreaktors (4 – 8 % TR, 67 % GV) beträgt der erwartete Fällschlamm-anfall aus der Sulfidfällung 0,3 – 0,7 % und wird für weitere Betrachtungen der mineralischen Bilanzierung nicht berücksichtigt. Ungeachtet der niedrigen Schwefelwasserstofffrachten muss dieser auf Grund seiner prozesstoxischen, materialangreifenden und gesundheitsgefährdenden Wirkung aus der gelösten bzw. gasförmigen Phase entfernt werden.

Bedeutung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes für die mineralische Bilanzierbarkeit von anaerob betriebenen Versuchsreaktoren zur Stabilisierung von Überschussschlamm

Karbonate haben einen wesentlichen Anteil an den bei der anaeroben Schlammbehandlung gebildeten Fällungsprodukten. Die Verfügbarkeit von Karbonaten wird durch die Dissoziationsgleichgewichte des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes bestimmt. Die erste Gleichgewichtsreaktion besteht zwischen CO_2 und HCO_3^- sowie die zweite Gleichgewichtsreaktion zwischen HCO_3^- und CO_3^{2-} . Abbildung 30 stellt die Zusammenhänge zwischen pH-Wert und der Verteilung der Kohlensäureformen dar.

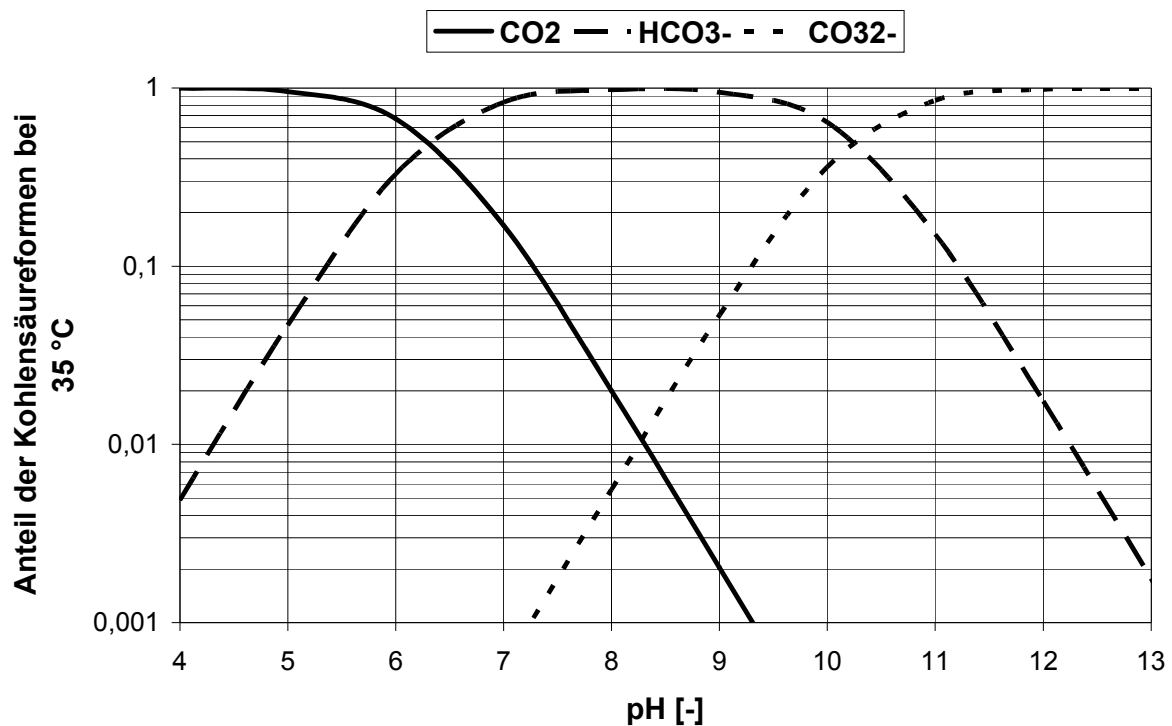


Abbildung 30: Abhängigkeit einzelner Kohlensäureformen (CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-}) vom pH-Wert

Bei einem pH-Wert < 5 ist das Dissoziationsgleichgewicht von CO_2 und HCO_3^- nahezu vollständig zum CO_2 verschoben, während bei einem pH-Wert $> 8,5$ hauptsächlich HCO_3^- vorliegt. Im für die anaerobe Stabilisierung zu beachtenden pH-Wert-Bereich von $7,0 - 7,5$ liegt für das $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ -Gleichgewicht überwiegend HCO_3^- vor. Wirkungen des $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ -Gleichgewichtes sind ab einem pH-Wert $> 7,3$ feststellbar. Mit zunehmendem pH-Wert verschiebt sich das Gleichgewicht zum CO_3^{2-} . Der CO_3^{2-} -Anteil ist bis zu einem pH-Wert $< 8,5$ gering. Hingegen ist das Gleichgewicht bei pH-Werten > 12 überwiegend vom CO_3^{2-} -Anteil bestimmt.

Durch die Prozesse und Betriebsführung der anaeroben Schlammstabilisierung wird das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht verändert. Besonders zu beachten sind die Auswirkungen der verstärkten CO_2 -Löslichkeit infolge des hohen CO_2 -Partialdruckes im Biogas und der Änderung des pH-Wertes.

Unter Normbedingungen beträgt der CO_2 -Gehalt der Luft 0,033 %, so dass nur wenig CO_2 gelöst wird. Im Biogas kann der CO_2 -Anteil in Abhängigkeit der Zusammensetzung des abgebauten Substrates und des Wasserdampfgehaltes 30 – 40 % erreichen. Die resultierende CO_2 -Lösung bewirkt bei unveränderten Gleichgewichtsverhältnissen ab einen pH-Wert $> 7,3$ einen Anstieg der HCO_3^- bzw. CO_3^{2-} -Konzentrationen, so dass bei freien Ca^{2+} -Ionen Kalkausfällungen auftreten. Für pH-Werte $< 7,3$ wirkt die Anstieg der CO_2 -Lösung kalkaggressiv.

Eine Abschätzung von Kalkausfällungen kann mit Hilfe von Abbildung 31 erfolgen. Während CO_2 -Konzentrationen oberhalb der Tillmans-Kurven (schwarze Darstellung) kalklösend wirken, kommt es bei CO_2 -Konzentrationen unterhalb der Tillmans-Kurven zu Kalkausfällungen.

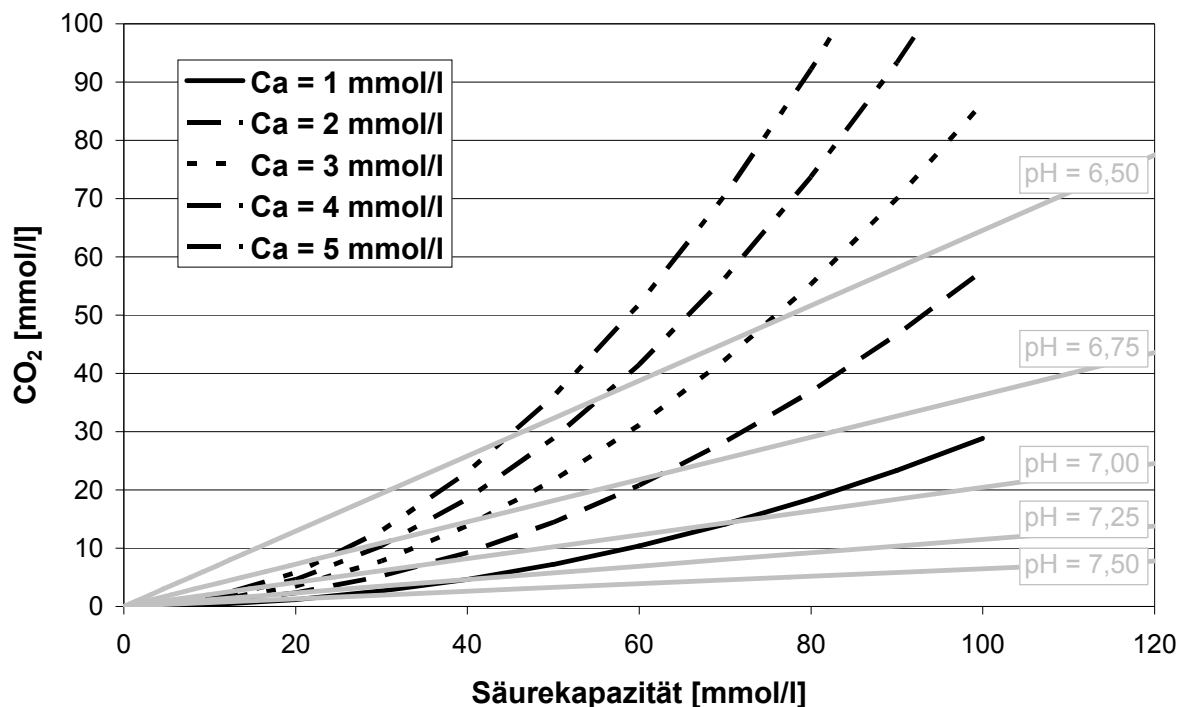


Abbildung 31: CO_2 -Gleichgewichtskonzentration entsprechend dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht für verschiedene Kalziumkonzentrationen

Die Berechnungen in Abbildung 31 basieren auf einer Temperatur von 35 °C. Nach Svardal (1991) liegt das Löslichkeitsprodukt für CaCO_3 im Abwasser um ein bis zwei Größenordnungen über dem thermodynamischen Wert. In Abbildung 31 wurde für K_{CaCO_3} $1,7 \cdot 10^{-8} \text{ mol}^2/\text{l}^2$ angenommen.

Abbildung 32 zeigt die CO_2 -Löslichkeit entsprechend der Biogaszusammensetzung für verschiedene Temperaturen. Bei mesophiler Betriebsweise werden mit durchschnittlicher Biogaszusammensetzung 6 – 12 mmol CO_2/l gelöst. Infolge dieser CO_2 -Löslichkeit sind nach Abbildung 31 bei einer Säurekapazität $> 50 \text{ mmol/l}$ sowie einer Kalziumkonzentration $> 2 \text{ mmol/l}$ und einem pH-Wert $\geq 7,0$ Kalkausfällungen zu erwarten.

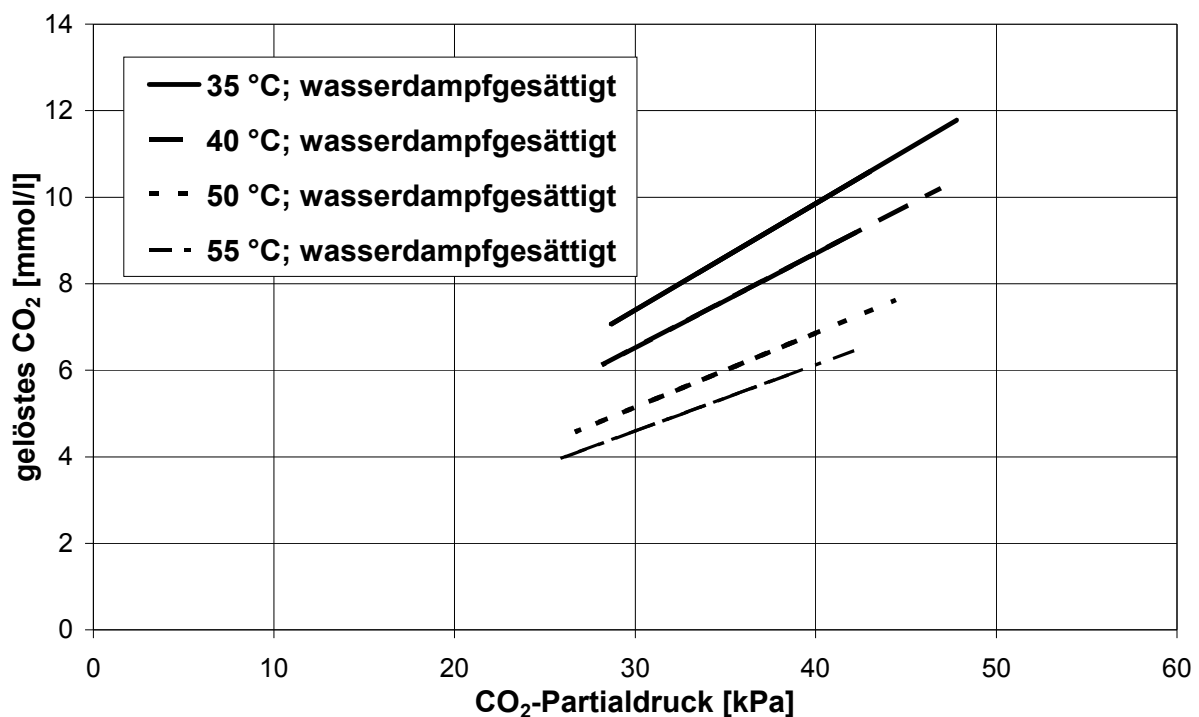


Abbildung 32: Abhängigkeit der CO_2 -Löslichkeit von Temperatur und Partialdruck bei Wasserdampfsättigung

Während die erhöhte CO_2 -Löslichkeit zu einer Versäuerung führt, wirkt die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Freisetzung aus dem anaeroben Abbau des Überschussschlammes dem pH-Wert-Abfall entgegen. Allgemein ist für anaerobe Schlammstabilisierungsanlagen bei ungehemmtem Stoffwechsel ein pH-Wert-Anstieg zu beobachten. In Bezug auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht führt dies zu einer Verschiebung zu Gunsten der $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ -Anteile, die freie Ca^{2+} -Ionen fixieren. Betrieblich sind besonders CO_2 -Entgasungspunkte von Faulschlamm auf Kalkablagerungen zu überwachen. Der

CO₂-Entzug verringert die zugehörigen HCO₃⁻-Anteile. Gleichzeitig wird durch die Entsäuerung der pH-Wert angehoben, so dass das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zunehmend von der HCO₃⁻ und CO₃²⁻ - Konzentration bestimmt wird.

Für eine abschließende Beurteilung des aus dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht resultierenden Fällungspotenziales kommt erschwerend hinzu, dass sich der pH-Wert nach der anaeroben Schlammstabilisierung durch den CO₂-Partialdruck der Umgebungsluft und CO₂-Strippungen verändert, jedoch nicht exakt beschrieben werden kann. Nachfolgend soll der Erwartungsbereich mineralischen Feststoffanfalls durch Karbonatfällung geschätzt werden.

Für die Fällung wird vereinfachend angenommen, dass gelöste Metalle reaktionswirksam werden. Bereits an Klärschlamm fixierte Metalle werden als inert betrachtet. Als Quellen sind das Trinkwasser, der Eintrag durch den Menschen (Nahrung, Kosmetik, Reinigung) und Belastungen des Niederschlagswassers zu berücksichtigen. Metallkonzentrationen in Abwässern sind selten bekannt. Tabelle 45 fasst beispielhafte Metallkonzentration in kommunalem Abwasser (Koppe und Stozek, 1993) zusammen. Weiterhin sind Maximalkonzentrationen auf Basis der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) und menschlicher Einträge (Koppe und Stozek, 1993) enthalten.

Tabelle 45: Beispielhafte Metallkonzentrationen im Abwasser

Parameter	Abwasserzusammensetzung	
	Beispiele (Koppe und Stozek, 1993)	aus Grenzwerten der Trinkwasserverordnung und menschliche Einträge
	[mg/l]	
Kalzium	80	416
Eisen	2	4
Mangan	0,15	0,15
Magnesium	15	52
Aluminium	1	3
Natrium	80	300
Barium	0,4	1
Kalium	19	62

Die Belastung der Niederschlagswässer wurde infolge der starken Abhängigkeit vom Niederschlagsereignis (Intensität, Dauer) nicht berücksichtigt. Auf Grund der im Vergleich zum häuslichen Abwasser hohen Volumenströme der Niederschlagsabflüsse kann für die betrachteten Parameter von einer Verdünnung ausgegangen werden, so dass für das kommunale Abwasser das höchste Fällungspotenzial ermittelt wird.

Bei einer Voreindickung des Klärschlammes auf 4 – 8 % TR und einem mineralischen Feststoffanteil von 35 % beträgt das Fällungspotenzial für Karbonate auf Grundlage einer beispielhaften Abwasserzusammensetzung nach Koppe und Stozek (1993) zwischen 1,6 – 3,3 % der mineralischen Zulaufmenge. Werden Grenzwerte nach der Trinkwasserverordnung zugelassen, erhöht sich dieses Fällungspotenzial auf 6,7 – 14,0 % (Tabelle 46).

Tabelle 46: Beispiele Karbonatfällung

Fällungsprodukt	Metallspezifischer Feststoffanfall	Fällungsprodukt	Metallspezifischer Feststoffanfall
	[g TR/g Me]		[g TR/g Me]
Cacit	2,5	Aluminiumcarbonat	4,3
Siderit	2,1	Soda	2,3
Rhodocrosit	2,1	Bariumcarbonat	1,4
Magnesiumcarbonat	3,5	Pottasche	1,8

Hierbei ist anzumerken, dass das Fällungspotenzial auf Grundlage der Trinkwasserverordnung im Allgemeinen deutlich unterschritten wird, so dass der mineralischen Ausfällung für die Bilanzierung eine wesentlich geringere Bedeutung zukommt.

Die bisherigen Ausführungen verdeutlichen den Einfluss der Mechanismen der Phosphat-, Sulfid- und Karbonatfixierung für die anaerobe Schlammstabilisierung. Bei der Durchführung mineralischer Bilanzierungen ist insbesondere auf die Beeinflussung der mineralischen Bilanz durch Phosphatrefixierungsprozesse von Überschussschlämmen aus Abwasserbehandlungsanlagen zur biologischen Phosphatelimination und auf die Beeinflussung der mineralischen Bilanz durch ein stark verändertes Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes zu achten. Detaillierte Prognosen erfordern eine Modellierung dieser Prozesse (z.B. Svardal, 1991). Im Rahmen dieser Arbeit wird darauf verzichtet. Die in den eigenen Versuchen durchgeführten Bilanzierungen auf CSB-, P-, N- und TR_{min}-Basis bestätigen die Möglichkeiten der

mineralischen Bilanzierung zur Überprüfung der Versuchsdurchführung, ohne dass spezifische mineralische Fraktionen nachgewiesen wurden.

6 Darstellung der Versuchsergebnisse

6.1 Kommentar zur Versuchsauswertung

Analog zu Kapitel 4 (Literaturauswertung) werden in Kapitel 6.2 – 6.3.5 die Versuchsergebnisse vorgestellt. Bei deren Studium ist zu beachten, dass diese Einzelereignisse repräsentieren. Während durch die Versuchsauswertung die Einzelereignisse qualitativ und quantitativ charakterisiert werden, können generelle Überlegungen zur Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung nur tendenziell abgeleitet werden. Eine grundsätzliche Bewertung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung erfolgt in Kapitel 7.

Die Auswertung der Versuche wurde in Anlehnung an Kapitel 5.5 durchgeführt. Für die Versuchsreihen wurden sowohl direkt messbare als auch berechnete Kennwerte bestimmt. Auf Grund des Umfangs der Auswertungen werden die Darstellungen der Versuchsergebnisse auf die Kennwerte GV-Abbau, Biogasanfall, CSB_{mf} , NH_4-N - und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung sowie Wasserabgabevermögen beschränkt. Versuchsbeschreibende Kennwerte wie Zulaufcharakteristiken und Reaktorkennwerte wurden der Arbeit als Anhang angefügt.

Eine umfassende Qualitätskontrolle der Versuche erfolgte mit Hilfe der unter Kapitel 5.5.3 beschriebenen Bilanzierungen. Alle nachfolgend ausgewerteten Versuche erfüllen die Qualitätsanforderungen dieser Bilanzierungen. Für detaillierte Informationen zu den Ergebnissen der Bilanzierung wird auf den Anhang der Arbeit verwiesen.

Die qualitative und quantitative Einschätzung einzelner Versuche ist neben einer unmittelbaren Ermittlung charakterisierender Kennwerte vor allem an statistische Auswertungen gebunden. Bei den Versuchen wurden für die einzelnen Kennwerte statistische Größen wie Minimum, Maximum, Mittelwert, Median, Standardabweichung und empirischer Variationskoeffizient berechnet. Auf Grund des Datenumfanges werden die Darstellungen in Kapitel 6.2 – 6.3.5 auf die statistische Größe Mittelwert beschränkt.

Unter der Voraussetzung idealer Stady-State-Bedingungen der Versuchsdurchführung ist dieses Vorgehen innerhalb eines Versuchsreaktors ausreichend, da beim idealen Stady-State Minimum, Maximum, Mittelwert und Median identische Werte aufweisen und die Standard-

abweichung sowie der empirische Variationskoeffizient 0 betragen. Beim praktischen Stady-State repräsentiert der Mittelwert gegenüber dem Median die für die Kennwertberechnung und Bilanzierung genauere Größe, da er die Gesamtheit aller aufgetretenen Mess- und Kennwerte beschreibt, während der Median die mittlere Verteilung der Mess- und Kennwerte dokumentiert. Unter auswertbaren Stady-State-Bedingungen liegen Mittelwert und Median eng beieinander. Größere Abweichungen zwischen Mittelwert und Median weisen auf Störungen des Stady-States hin. In diesem Fall darf das Ergebnis nicht in die weitere Auswertung einbezogen werden. Für die Gesamtheit der durchgeführten Versuche konnten die Stady-State-Bedingungen gewährleistet werden. Zwecks Dokumentation der Stady-State-Bedingungen wurden die deskriptiven Statistiken des Zulaufes und des Betriebes der Versuchsreaktoren in den Anhang aufgenommen.

6.2 Anaerobe Schlammstabilisierung ohne Desintegration

6.2.1 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA

Für die Versuchsreihe 1.1 wurde Überschussschlamm einer halbtechnischen Versuchsanlage genutzt (Kapitel 5.4.1). Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes sind in Anlage A5 dokumentiert.

GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 47 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus der thermo- und mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 47: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Parameter	Einheit	6 d	12 d	24 d	6 d	12 d	24 d
		thermophil			mesophil		
CH ₄	[%]	64,0	63,9	63,5	61,9	64,1	62,9
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	287	328	339	194	228	290
GV-Abbau	[%]	35,8	39,9	47,2	26,9	33,5	40,7

Die Gegenüberstellung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls innerhalb der thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktoren verdeutlicht den Einfluss der hydraulischen Verweilzeit auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm. Eine Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit führte bei den thermophilen und mesophilen Versuchsreaktoren zu einem erhöhten zufuhrspezifischen Biogasanfall, wobei sich der Gradient der Beeinflussung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls mit steigender hydraulischer Verweilzeit verringerte. Durch

die Ausdehnung der hydraulischen Verweilzeit von 6 d auf 12 d bzw. 24 d wurde der zu fuhrspezifische Biogasanfall der thermophilen Versuchsreaktoren um 14,3 % bzw. 18,1 % und der der mesophilen Versuchsreaktoren um 17,5 % bzw. 49,5 % erhöht.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise wies für die thermophilen Versuchsreaktoren bei allen untersuchten Verweilzeiten einen höheren zu fuhrspezifischen Biogasanfall aus. Mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit verringerte sich dieser Unterschied. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 6 d, 12 d bzw. 24 d betrugen die relativen Abweichungen der zu fuhrspezifischen Biogasproduktion der thermophilen Versuchsreaktoren gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren + 47,9 %, + 43,9 % bzw. + 16,9 %.

In den Auswertungen des GV-Abbaus spiegelten sich die für den zu fuhrspezifischen Biogasanfall beschriebenen Einflüsse der hydraulischen Verweilzeit und des Temperaturniveaus der anaeroben Stabilisierung wider. Durch die Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit von 6 d auf 12 d bzw. 24 d wurde der GV-Abbau der thermophilen Versuchsreaktoren um 11,4 % bzw. 31,8 % und der der mesophilen Versuchsreaktoren um 24,5 % bzw. 51,3 % erhöht. Auffällig war der GV- Abbau des mit 24 d hydraulischer Verweilzeit betriebenen thermophilen Reaktors. Er zeigte gegenüber dem zu fuhrspezifischen Biogasanfall eine deutlich größere Steigerungsrate. Als Ursachen wurden Fehler der Probenahme bzw. eine Entkopplung von Hydrolyse und Methanisierung vermutet.

Die Gegenüberstellung von thermophiler und mesophiler Betriebsweise wies für die thermophilen Versuchsreaktoren bei allen untersuchten Verweilzeiten einen höheren GV-Abbau aus. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 6 d, 12 d bzw. 24 d betrugen die relativen Abweichungen des GV-Abbaus der thermophilen Versuchsreaktoren gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren + 33,1 %, + 19,1 % bzw. + 16,0 %.

Die Zusammensetzung des Biogases wurde durch die gewählten Milieubedingungen der anaeroben Stabilisierung nur geringfügig geändert.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 48 fasst Mittelwerte der CSB_{mf} -, NH_4 -N- und $P_{ges,mf}$ - Prozesswasserbelastung der thermophilen und mesophilen Versuchsreaktoren zusammen. Für die thermophilen Versuchsreaktoren wurde mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit ein Anstieg der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration beobachtet. Durch die Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit von

6 d auf 12 d bzw. 24 d erhöhten sich die CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentrationen der thermophilen Versuchsreaktoren um 5,0 % bzw. 13,0 %. Im Gegensatz zu den thermophilen Versuchsreaktoren wurde bei den mesophilen Versuchsreaktoren mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit eine Verringerung der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration festgestellt. Durch die Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit von 6 d auf 12 d bzw. 24 d reduzierte sich die CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration der mesophilen Versuchsreaktoren um 5,3 % bzw. 23,3 %.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise wies für die thermophilen Versuchsreaktoren bei allen untersuchten hydraulischen Verweilzeiten eine deutlich größere CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung aus. Mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit erhöhte sich dieser Unterschied. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 6 d, 12 d bzw. 24 d erreichten die relativen Abweichungen der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung der thermophilen Versuchsreaktoren gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren + 196,4 %, + 228,8 % bzw. + 336,5 %.

Tabelle 48: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Parameter	Einheit	6 d	12 d	24 d	6 d	12 d	24 d
		thermophil			mesophil		
CSB_{mf}	[mg/l]	8.930	9.380	10.087	3.013	2.853	2.311
CSB_{mf}/CSB	[-]	0,119	0,121	0,125	0,040	0,036	0,031
NH_4-N	[mg/l]	1.743	1.857	1.975	1.059	1.232	1.347
NH_4-N/TKN	[-]	0,402	0,426	0,454	0,246	0,285	0,311
$P_{ges,mf}$	[mg/l]	189	197	198	127	127	116
$P_{ges,mf}/P_{ges}$	[-]	0,145	0,156	0,155	0,094	0,096	0,090

Beim Betrieb der thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktoren war der für den zu fuhrspezifischen Biogasanfall und den GV-Abbau ermittelte Einfluss der hydraulischen Verweilzeit auch anhand NH_4-N -Prozesswasserkonzentration nachweisbar. Durch die Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit von 6 d auf 12 d bzw. 24 d wurde die NH_4-N -Prozesswasserkonzentration der thermophilen Versuchsreaktoren um 6,5 % bzw. 13,3 % und die der mesophilen Versuchsreaktoren um 16,3 % bzw. 27,2 % erhöht.

Die Gegenüberstellung von thermophiler und mesophiler Betriebsweise zeigt bei allen untersuchten hydraulischen Verweilzeiten eine größere NH_4-N -Prozesswasserbelastung der

thermophilen Versuchsreaktoren. Mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit verringerte sich dieser Unterschied. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 6 d, 12 d bzw. 24 d betrugen die relativen Abweichungen der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung der thermophilen Versuchsreaktoren gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren + 64,6 %, + 50,7 % bzw. + 46,6 %.

Die $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung der thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktoren wurde ausschließlich durch das Temperaturniveau der anaeroben Stabilisierung beeinflusst. Für die im Versuchsprogramm angewendeten hydraulischen Verweilzeiten konnten keine Abhängigkeiten ermittelt werden. Gemäß den Versuchsergebnissen der thermophilen und mesophilen Betriebsweise ist die $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung der thermophilen Reaktoren gegenüber den mesophilen Reaktoren bei allen hydraulischen Verweilzeiten erhöht. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 6 d, 12 d bzw. 24 d betrugen die relativen Abweichungen der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung der thermophilen Versuchsreaktoren gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren + 48,8 %, + 55,1 % bzw. + 70,7 %.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB-, TKN- und P_{ges} -Zulaufkraft bestätigen die für die CSB_{mf} , $\text{NH}_4\text{-N}$ und $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

Entwässerungsverhalten

Untersuchungen zur Entwässerungscharakteristik der anaerob stabilisierten Überschussschlämme offenbarten für die thermophilen Versuchsreaktoren gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren ein verzögertes Wasserabgabevermögen. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 6 d, 12 d bzw. 24 d erreichten die mittleren spezifischen kapillaren Saugzeiten für die thermophilen Versuchsreaktoren 74 s/g TR, 70 s/g TR bzw. 50 s/g TR und für die mesophilen Versuchsreaktoren 37 s/g TR, 29 s/g TR bzw. 28 s/g TR.

6.2.2 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS DD-Kaditz

In der Versuchsreihe 1.2 wurden die Untersuchungen mit Überschussschlamm der Kläranlage Dresden-Kaditz durchgeführt (Kapitel 5.4.2). Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage 6.

GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 49 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus des thermo- und mesophilen Versuchsreaktors.

Tabelle 49: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Parameter	Einheit	20 d	20 d
		thermophil	mesophil
CH ₄	[%]	66,0	65,5
Biogas	[l/kg GV _{zu}]	445	464
GV-Abbau	[%]	55,4	59,3

Bei der Bewertung der Betriebsergebnisse des mesophilen und thermophilen Versuchsreaktors wurden sowohl für den zufuhrspezifischen Biogasanfall als auch für den GV-Abbau nur geringe Unterschiede festgestellt. Bei beiden Parametern wurde mit der mesophilen Betriebsweise eine höhere Umsatzrate erreicht. Die Abweichungen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls und des GV-Abbaus betrugen zwischen dem mesophilen und thermophilen Versuchsreaktor +4,3 % bzw. +7,0 %. Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die Ergebnisse des zufuhrspezifischen Biogasanfalls und des GV-Abbaus sehr hohe anaerobe Abbauleistungen von Überschussschlamm repräsentieren.

Die Zusammensetzung des Biogases wurde durch die gewählten Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung nicht verändert.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 50 dokumentiert Mittelwerte der CSB_{mf}-, NH₄-N- und P_{ges, mf}-Prozesswasserbelastung des thermophilen und mesophilen Versuchsreaktors.

Tabelle 50: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Parameter	Einheit	20 d	20 d
		thermophil	mesophil
CSB _{mf}	[mg/l]	6.925	1.861
CSB _{mf} /CSB	[-]	0,288	0,085
NH ₄ -N	[mg/l]	1.888	1.659
NH ₄ -N/TKN	[-]	0,602	0,532
P _{ges, mf}	[mg/l]	92,0	42,5
P _{ges, mf} /P _{ges}	[-]	0,091	0,041

Gegenüber der mesophilen Betriebsweise resultiert aus der thermophilen Betriebsweise eine stärkere CSB_{mf}-Prozesswasserbelastung. Die CSB_{mf}-Prozesswasserkonzentration des

thermophilen Versuchsreaktors war gegenüber der des mesophilen Versuchsreaktors um + 272,1 % erhöht.

Für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung wurde ein ähnlicher Einfluss der Temperatur der anaeroben Stabilisierung beobachtet. Aus der thermophilen Betriebsweise resultierte gegenüber der mesophilen Betriebsweise eine um + 13,8 % höhere $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserkonzentration.

Beim $P_{\text{ges,mf}}$ führte die thermophile Betriebsweise gegenüber der mesophilen Betriebsweise ebenfalls zu einer stärkeren Prozesswasserbelastung des Versuchsreaktors. Im Vergleich zum mesophilen Versuchsreaktor differierte die $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserkonzentration des thermophilen Versuchsreaktors um + 116,4 %.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB-, TKN- und P_{ges} -Zulaufkraft bestätigen die für die CSB_{mf} , $\text{NH}_4\text{-N}$ und $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

6.3 Anaerobe Schlammstabilisierung mit Desintegration

6.3.1 Thermische Desintegration

6.3.1.1 Voruntersuchungen – thermischer Zellaufschluss von Überschussschlamm

Vor den Untersuchungen zu den Auswirkungen der thermischen Desintegration auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm wurden Einflüsse von Temperatur und Aufschlussdauer auf den CSB-, TKN- und P_{ges} -Aufschlussgrad bzw. auf die CSB_{mf} , TKN_{mf} und $P_{\text{mf,ges}}$ -Freisetzung bestimmt (Abbildung 33). Diesbezüglich wurden die Behandlungstemperatur und -dauer variiert. Als Behandlungsdauer wurde der Zeitraum definiert, in dem die Behandlungstemperatur erreicht und gehalten wurde. Bis zum Erreichen der gewählten Behandlungstemperatur waren Erwärmungszeiträume von 30 – 90 min erforderlich. Gezielte Untersuchungen zum Einfluss der Überschussschlammcharakteristik und des Feststoffgehaltes erfolgten nicht. Während der Versuche schwankte der Feststoffgehalt zwischen 5,7 – 8,7 % TR.

Die Untersuchungen zeigten, dass für Temperaturen zwischen 55 – 95 °C bereits nach dem Erwärmungszeitraum nennenswerte Aufschlussgrade und Stofffreisetzungen aufgetreten waren. Im Gegensatz dazu konnte dieser Ausgangszellaufschluss mit einer Behandlungstemperatur von 35 °C auch unter Berücksichtigung einer Behandlungsdauer von 24 h nicht erreicht werden.

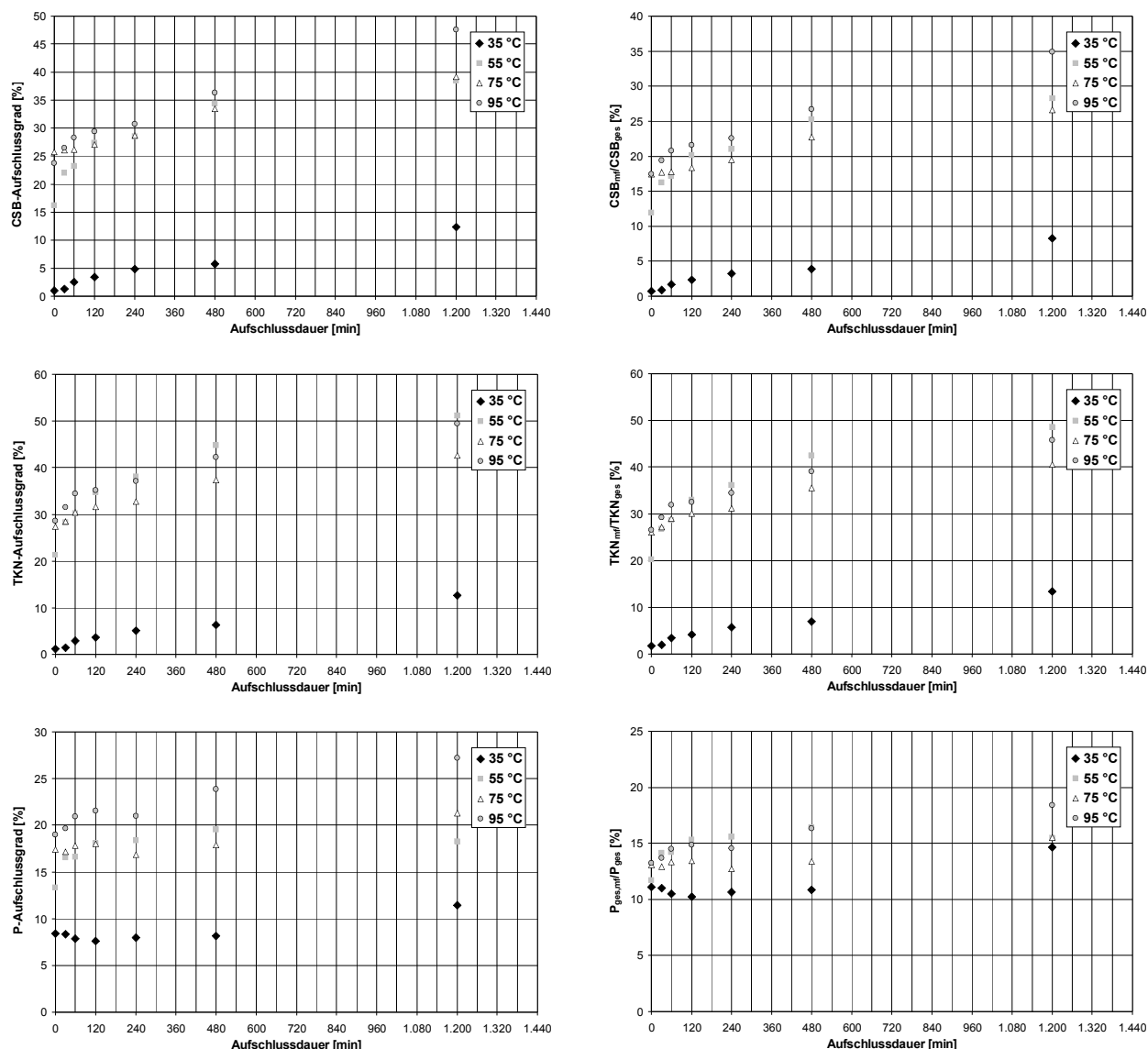


Abbildung 33: CSB-, TKN- und P_{ges} – Aufschlussgrade bzw. – Freisetzen - Thermische Desintegration von Überschussschlamm

Für alle untersuchten Temperaturen wurde mit zunehmender Behandlungsdauer eine Erhöhung des Zellaufschlusses nachgewiesen, wobei sich der Anstieg des Zellaufschlusses mit der Behandlungsdauer verringerte. Mit Bezug auf eine versuchstechnische Umsetzung war aus diesem Grund ein in kurzen Behandlungszeiträumen maximal erreichbarer Aufschlussgrad maßgebend. Die für die Parameter CSB, TKN und P_{ges} erzielten Ergebnisse werden nachfolgend vorgestellt.

Aus den CSB-basierten Untersuchungen zum Zellaufschluss ergab sich für eine Behandlungsdauer von 1 – 2 h ein CSB-Aufschlussgrad von 2 – 3 % A_{CSB} (35 °C) bzw. 23 –

29 % A_{CSB} (55 – 95 °C). Durch eine Verlängerung der Behandlungsdauer auf 20 h wurde eine deutliche Erhöhung des CSB-Aufschlussgrades auf 12 % A_{CSB} (35 °C) bzw. 38 – 48 % A_{CSB} (55 – 95 °C) erreicht. Auswertungen auf Basis der CSB_{mf} -Freisetzung wiesen für eine Behandlungsdauer von 1 – 2 h bzw. 20 h ein analoges Ergebnis auf. Bei einer Behandlungsdauer von 1 – 2 h bzw. 20 h variierte das CSB_{mf}/CSB_{ges} -Verhältnis zwischen 2 % (35 °C) und 17 – 22 % (55 – 95 °C) bzw. 8 % (35 °C) und 27 – 35 % (55 – 95 °C).

Im Vergleich zum CSB wurden beim TKN ebenfalls offensichtlich erhöhte Aufschlussgrade bestimmt. Während mit einer Behandlungstemperatur von 55 – 95 °C bei einer Behandlungsdauer von 1 – 2 h bzw. 20 h ein TKN-Aufschlussgrad von 30 – 35 % A_{TKN} bzw. 42 – 51 % A_{TKN} erreicht wurde, war bei einer Behandlungstemperatur von 35 °C ein wesentlich geringerer TKN-Aufschlussgrad zu beobachten. Der zugehörige TKN-Aufschlussgrad betrug 3 – 4 % A_{TKN} (1 – 2 h) bzw. 13 % A_{TKN} (20 h). Auswertungen auf Basis der TKN_{mf} -Freisetzung ergaben für eine Behandlungsdauer von 1 – 2 h ein TKN_{mf}/TKN -Verhältnis von 3 – 4 % (35 °C) bzw. 29 – 33 % (55 – 95 °C). Durch eine Verlängerung der Behandlungsdauer auf 20 h konnte das TKN_{mf}/TKN -Verhältnis auf 13 % (35 °C) bzw. 41 – 48 % (55 – 95 °C) erhöht werden.

Für P_{ges} wurden im Vergleich zum CSB und TKN sowohl höhere (35 °C) als auch niedrigere Aufschlussgrade (55 – 95 °C) bestimmt. Bei einer Behandlungstemperatur von 35 °C sowie einer Behandlungsdauer von 1 – 2 h bzw. 20 h wurde ein P_{ges} -Aufschlussgrad von 8 % $A_{P_{ges}}$ bzw. 11 % $A_{P_{ges}}$ registriert. Durch eine Steigerung der Behandlungstemperatur auf 55 – 95 °C konnte der P_{ges} -Aufschlussgrad bei den betrachteten Behandlungsdauern auf 17 – 22 % $A_{P_{ges}}$ (1 – 2 h) bzw. 18 – 27 % $A_{P_{ges}}$ (20 h) erhöht werden. In einer Auswertung auf Basis der $P_{ges,mf}$ -Freisetzung erreichte das $P_{ges,mf}/P_{ges}$ -Verhältnis bei einer Behandlungstemperatur von 35 °C 10 % (1 – 2 h) bzw. 15 % (20 h). Höhere Behandlungstemperaturen (55 – 95 °C) steigerten das $P_{ges,mf}/P_{ges}$ -Verhältnis moderat auf 13 – 15 % (1 – 2 h) bzw. 16 – 18 % (20 h).

Die Ursachen der gegenüber dem CSB und TKN abweichenden Ergebnisse des P_{ges} -Aufschlussgrades konnten nicht abschließend bestimmt werden. Für den bei einer Behandlungstemperatur von 35 °C im Vergleich zum CSB und TKN höheren P_{ges} -Aufschlussgrad wurden Einflüsse einer verstärkten Phosphatrücklösung infolge vermehrter biologischer Phosphatelimination vermutet. Im Gegensatz dazu wäre der bei einer Behandlungstemperatur von 55 – 95 °C im Vergleich zum CSB und TKN niedrigere

P_{ges} -Aufschlussgrad durch eine Überlagerung der Phosphatrücklösung mit einer unter hohen Temperaturen verstärkt ablaufenden Phosphatrefixierung erklärbar.

Im Ergebnis der Voruntersuchungen wurden für die Laborversuche eine Behandlungstemperatur von 75 °C und eine Vorkonditionierungsdauer von 1,5 h (davon 30 Minuten Erwärmung) gewählt.

6.3.1.2 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + 75 °C

In Versuchsreihe 2.1.1 wurden die Untersuchungen mit Überschussschlamm einer halotechnischen Versuchsanlage durchgeführt (Kapitel 5.4.1). Der bei den Versuchen erreichte Zellaufschluss betrug 23,5 % $CSB_{\text{mf}}/CSB_{\text{ges}}$. Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage A 7.

GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 51 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus der thermo- und mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 51: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			75 °C	75 °C		75 °C	75 °C
		thermophil			mesophil		
CH ₄	[%]	61,1	61,9	63,0	59,5	62,2	65,8
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	289	292	323	223	278	326
GV-Abbau	[%]	38,4	39,2	41,4	28,9	36,6	39,1

Bei der thermophilen Betriebsweise hatte eine zusätzliche thermische Vorbehandlung des Überschussschlammes keinen Einfluss auf das anaerobe Abbauverhalten des Referenzreaktors. Gemäß den Versuchsergebnissen war der Biogasanfall des mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen Versuchsreaktors gegenüber dem des thermophilen Referenzreaktors lediglich um 1 % erhöht.

Gleichzeitig wurde mit den Untersuchungen der Einfluss der hydraulischen Verweilzeit auf das anaerob thermophile Abbauverhalten von desintegriertem Überschussschlamm verdeutlicht. Bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen Versuchsreaktoren führte eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d zu einem Anstieg des Biogasanfalls um 10,6 %.

Im Gegensatz zu den unter thermophilen Milieubedingungen erzielten Versuchsergebnissen konnte bei der mesophilen Betriebsweise das anaerobe Abbauverhalten des Referenzreaktors durch eine zusätzliche thermische Vorbehandlung des Überschussschlammes verbessert werden. Nach Tabelle 51 wurde für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktor ein gegenüber dem mesophilen Referenzreaktor um 24,7 % erhöhter Biogasfall ermittelt.

Bei den Untersuchungen der anaerob mesophilen Betriebsweise wurde ebenfalls der Einfluss der hydraulischen Verweilzeit auf das Abbauverhalten von desintegriertem Überschussschlamm verdeutlicht. Die Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d führte bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktoren zu einem Anstieg des Biogasanfalls um 17,3 %.

Ein Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für die thermophile Betriebsweise in allen Fällen ein weitergehendes anaerobes Abbauverhalten des Überschussschlammes. Beim thermophilen Referenzreaktor betrug die Abweichung des Biogasanfalls gegenüber dem mesophilen Referenzreaktor + 30,3 %. Mit der Verfahrenskombination thermische Desintegration + anaerobe Stabilisierung wurden die Differenzen zwischen thermophiler und mesophiler Betriebsweise verringert. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 12 d betrug die Abweichung des Biogasanfalls zwischen dem thermophilen und dem mesophilen Versuchsreaktor + 4,0 %. Durch eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d wurde dieser Unterschied auf + 2,0 % reduziert.

In den Auswertungen des GV-Abbaus spiegelten sich die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall beschriebenen Einflüsse einer vorgeschalteten niederthermischen Überschussschlamm-desintegration sowie des Temperaturniveaus und der hydraulischen Verweilzeit der anaeroben Stabilisierung wider.

Gegenüber dem thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktor konnte der GV-Abbau des Überschussschlammes durch die niederthermische Desintegration um 2,1 % bzw. 26,6 % gesteigert werden.

Eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d führte bei dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktor zu einer Erhöhung des GV-Abbaus um 5,6 % bzw. 6,8 %.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für die thermophilen Versuchsreaktoren einen um 32,9 % (Referenzreaktor), 7,1 % (12 d HRT + 75 °C) und 5,9 % (24 d HRT + 75 °C) verbesserten GV-Abbau.

Die Zusammensetzung des Biogases wurde durch die vorgeschaltete Desintegration und die gewählten Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung nicht verändert.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 52 fasst die CSB_{mf} , TKN_{mf} und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserkonzentrationen der thermophilen und mesophilen Versuchsreaktoren zusammen. Während die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung des Referenzreaktors bei der thermophilen Betriebsweise durch die vorgeschaltete niederthermische Desintegration nur unwesentlich beeinflusst wurde, war bei der mesophilen Betriebsweise mit einer Steigerungsrate von 23,1 % eine deutliche Erhöhung der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration zu verzeichnen. Gleichzeitig trat bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktoren mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit ein Anstieg der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung auf. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 194 – 276 % erhöhte CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung.

Tabelle 52: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			75 °C	75 °C		75 °C	75 °C
		thermophil			mesophil		
CSB_{mf}	[mg/l]	7.990	7.680	9.690	2.123	2.613	2.935
CSB_{mf}/CSB	[-]	0,108	0,104	0,133	0,033	0,036	0,040
NH_4-N	[mg/l]	1.696	1.707	1.838	1.187	1.439	1.548
NH_4-N/TKN	[-]	0,413	0,419	0,440	0,288	0,341	0,369
$P_{ges,mf}$	[mg/l]	312	287	342	218	216	216
$P_{ges,mf}/P_{ges}$	[-]	0,201	0,153	0,187	0,140	0,131	0,139

Die NH_4-N -Prozesswasserkonzentration reflektierte zum großen Teil die Ergebnisse des zufuhrspezifischen Biogasanfalls sowie des GV-Abbaus. Die Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung führte unter mesophilen Betriebsbedingungen zu einer um 21,2 % erhöhten NH_4-N -Prozesswasserbelastung. Gleichzeitig trat bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktoren mit

zunehmender hydraulischer Verweilzeit ein Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung auf. Bei der thermophilen Betriebsweise führten weder die Desintegration noch die Erhöhung der hydraulischen Verweilzeit zu einer Veränderung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung des Referenzreaktors. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 18,7 – 42,9 % erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung.

Bei der Bewertung der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung konnten die für die CSB_{mf} - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung diskutierten Einflüsse der vorgeschalteten niederthermischen Überschussschlamm-desintegration sowie der hydraulischen Verweilzeit der anaeroben Stabilisierung nicht identifiziert werden. Einzig beim Temperaturniveau der anaeroben Stabilisierung wurde für die thermophilen Versuchsreaktoren eine gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren um 32,8 – 58,3 % erhöhte $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung bestimmt.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB -, TKN - und P_{ges} -Zulaufracht bestätigen die für die CSB_{mf} , $\text{NH}_4\text{-N}$ und $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

Entwässerungsverhalten

Das mit der CST-Messung ermittelte Wasserabgabevermögen anaerob stabilisierter Überschussschlämme ergab für die thermophilen Versuchsreaktoren eine gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren verschlechterte Entwässerungscharakteristik. Die spezifischen kapillaren Saugzeiten der thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktoren betrugen 62 s/g TR bzw. 38 s/g TR. Für die mit desintegriertem Überschussschlamm bei hydraulischen Verweilzeiten von 12 d und 24 d betriebenen thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktoren wurden spezifische kapillare Saugzeiten von 59 s/g TR und 47 s/g TR bzw. 32 s/g TR und 33 s/g TR bestimmt.

6.3.1.3 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Lenz + 75 °C

Die Untersuchungen der Versuchsserie 2.1.2 wurden mit Überschussschlamm der Kläranlage Lenz durchgeführt (Kapitel 5.4.3). Der erreichte Zellaufschluss betrug 12,6 % $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges}}$. Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage A 8. Darüber hinaus ist zu beachten, dass der thermophile Versuchsreaktor und ein mesophiler Referenzreaktor zusätzlich mit Flockungshilfsmitteln (ZETAG 7587) versetzt wurden. Die Dosiermenge betrug 8 g/kg TR.

GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 53 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus des thermophilen und der mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 53: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Parameter	Einheit	24 d	24 d	24 d	24 d
		FHM		FHM	75 °C
		thermophil	mesophil		
CH ₄	[%]	58,1	50,2	50,0	57,2
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	177	86	81	146
GV-Abbau	[%]	28,6	16,7	18,0	22,3

Mit Hilfe der vorgeschalteten niederthermischen Desintegration konnte der zufuhrspezifische Biogasanfall unter mesophilen Milieubedingungen erhöht werden. Im Vergleich zum Referenzreaktor betrug die Steigerung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls 69,8 %.

Gleichzeitig zeigen die Versuchsergebnisse beim Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise deutliche Vorteile für die thermophile Betriebsweise auf. Gegenüber dem mesophilen Referenzreaktor bzw. dem zusätzlich mit FHM versetzten Referenzreaktor war ein um 105,8 % bzw. 118,5 % höherer zufuhrspezifischer Biogasanfall zu verzeichnen. Mit der Verfahrenskombination von Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung wurde der Unterschied zwischen dem thermophilen Versuchsreaktor auf 21,1 % verringert.

In den Auswertungen des GV-Abbaus spiegelten sich die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall beschriebenen Einflüsse einer vorgeschalteten niederthermischen Überschussschlamm-desintegration sowie des Temperaturniveaus der anaeroben Stabilisierung wider.

Durch die vorgeschaltete niederthermische Desintegration konnte der GV-Abbau des mesophilen Referenzreaktors um 33,5 % gesteigert werden. Der höchste GV-Abbau wurde analog zum zufuhrspezifischen Biogasanfall mit der thermophilen Betriebsweise erreicht. Im Vergleich zum mesophilen Referenzreaktor bzw. zum mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor war der GV-Abbau des thermophilen Versuchsreaktors um 71,3 % bzw. 28,3 % erhöht.

Auffällig waren die für diese Versuchsreihen geringen Methangehalte des Biogases. Einerseits war der niedrige Methangehalt auf die Charakteristik des Überschussschlammes

zurückzuführen. Andererseits sind die auffällig geringen Methankonzentrationen des Referenzreaktors und des mit FMH versetzten Referenzreaktors durch Verluste zu erklären, die bei geringer Biogasproduktion durch die Probenahme sowie die Versuchsdurchführung bewirkt werden.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 54 fasst die CSB_{mf} -, TKN_{mf} - und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserkonzentrationen des thermophilen und der mesophilen Versuchsreaktoren zusammen. Neben der Steigerung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls und des GV-Abbaus führte die Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren zu einer erhöhten Prozesswasserbelastung. Gegenüber dem Referenzreaktor und dem mit FHM versetzten Referenzreaktor war die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung des mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktors um 86,3 – 122,6 % erhöht. Die höchste CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung wurde bei der thermophilen Betriebsweise festgestellt. Im Vergleich zu den mesophilen Versuchsreaktoren wurden um 58,4 – 281,5 % erhöhte CSB_{mf} -Konzentrationen bestimmt.

Tabelle 54: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Parameter	Einheit	24 d	24 d	24 d	24 d
		FHM		FHM	75 °C
		thermophil	mesophil		
CSB_{mf}	[mg/l]	4.925	1.543	1.291	2.874
CSB_{mf}/CSB	[-]	0,115	0,033	0,030	0,061
NH_4-N	[mg/l]	909	497	512	837
NH_4-N/TKN	[-]	0,294	0,176	0,177	0,265
$P_{ges,mf}$	[mg/l]	128	91	85	121
$P_{ges,mf}/P_{ges}$	[-]	0,102	0,082	0,079	0,109

Die NH_4-N -Prozesswasserkonzentration entsprach zum großen Teil der Entwicklung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls sowie des GV-Abbaus. Die Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung führte bei der mesophilen Betriebsweise zu einer gegenüber dem Referenzreaktor bzw. dem mit FHM versetzten Referenzreaktor um 68,4 % bzw. 61,2 % erhöhten NH_4-N -Prozesswasserbelastung. Gleichzeitig trat beim

thermophilen Versuchsreaktor eine gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren um 8,6 – 82,9 % erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung auf.

Gegenüber der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung waren die Ergebnisse der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung weniger ausgeprägt, obwohl die ausgewiesenen Tendenzen der CSB_{mf} - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung wiedergegeben wurden. Infolge des durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung gesteigerten anaerob mesophilen Abbauverhaltens des untersuchten Überschussschlammes wurde die $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung des Referenzreaktors um 33,0 – 42,4 % erhöht. Unter thermophilen Milieubedingungen betrug die auf die Referenzreaktoren bezogene Steigerungsrate der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung 40,6 – 50,6 %. Im Vergleich zu dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen anaerob mesophilen Versuchsreaktor wurde eine um 5,8 % erhöhte $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserkonzentration des thermophilen Versuchsreaktors beobachtet.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB -, TKN - und P_{ges} -Zulaufkraft bestätigen die für die CSB_{mf} -, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

6.3.1.4 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Nünchritz + 75 °C

In der Versuchsreihe 2.1.3 wurde Überschussschlamm der Kläranlage Nünchritz genutzt (Kapitel 5.4.5). Der bei den Versuchen erreichte Zellaufschluss betrug 12,8 % $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges}}$. Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage A 9. In Analogie zur Versuchsreihe 6.3.1.3 wurden auch in dieser Versuchsreihe der thermophile Versuchsreaktor und ein mesophiler Referenzreaktor zusätzlich mit Flockungshilfsmitteln (ZETAG 7587) versetzt. Die Dosiermenge betrug 8 g/kg TR.

GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 55 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus des thermophilen und der mesophilen Versuchsreaktoren. Die Versuchsergebnisse untersetzen die bisher gezeigten Möglichkeiten einer vorgeschalteten Desintegration zur Beeinflussung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschussschlamm. Innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren bewirkte die Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung eine Steigerung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls des Referenzreaktors bzw. des mit FHM versetzten Referenzreaktors um 31,1 % bzw. 23,2 %.

Tabelle 55: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Nünchritz + 75 °C

Parameter	Einheit	24 d FHM	24 d	24 d FHM	24 d 75 °C
		thermophil	mesophil		
CH ₄	[%]	59,0	53,2	53,5	60,0
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	239	154	164	202
GV-Abbau	[%]	29,7	28,7	27,6	24,9

Durch die thermophile Betriebsweise der anaeroben Schlammstabilisierung wurden die Versuchsergebnisse der mesophilen Versuchsreaktoren übertroffen. Die Erhöhung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls betrug gegenüber dem mesophilen Referenzreaktor bzw. dem mit FHM versetzten Referenzreaktor 55,2 % bzw. 45,7 %. Mit der Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung wurde der Unterschied zum thermophil stabilisierten unbehandelten Überschussschlamm auf 18,3 % verringert.

Bei der Bewertung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung ergaben die Ergebnisse des GV-Abbaus im Vergleich zu denen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls ein grundlegend anderes Bild. Innerhalb der mesophilen Betriebsweise der anaeroben Schlammstabilisierung wurde für den unbehandelten Überschussschlamm gegenüber dem desintegrierten Überschussschlamm ein größerer GV-Abbau ermittelt. Die Abweichungen des GV-Abbaus des Referenzreaktors bzw. des mit FHM versetzten Referenzreaktors betrugen gegenüber der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung 15,3 % bzw. 10,8 %. Der Vergleich des GV-Abbaus des thermophilen Versuchsreaktors mit den mesophilen Referenzreaktoren verdeutlichte die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall festgestellte stärkere Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von unbehandeltem Überschussschlamm. Allerdings war der Unterschied zum mesophilen Referenzreaktor bzw. dem mit FHM versetzten Referenzreaktor mit 3,5 % bzw. 7,6 % weniger stark ausgeprägt. Gegenüber dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktor war der GV-Abbau des thermophilen Versuchsreaktors um 19,3 % erhöht.

Auf Grund der unter Kapitel 5.5.1 diskutierten Vorteile direkter Messwerte und der in Tabelle 56 dargestellten Ergebnisse der NH₄-N-Prozesswasserbelastung wurde von einer Über-

bewertung des GV-Abbau der mesophilen Referenzreaktoren infolge von Mess- und Probenahme Fehlern ausgegangen.

Wie in Versuchsreihe 6.3.1.3 wurde auch bei dieser Versuchsreihe ein auffällig niedriger Methangehalt des Biogases der mesophilen Referenzreaktoren festgestellt. Diese Fehlmessungen waren auf die unter Kapitel 6.3.1.3 in Verbindung mit einer geringen Biogasproduktion genannten Einflüsse der Probenahme und Versuchsdurchführung zurückzuführen.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 56 gibt einen Überblick der CSB_{mf} , TKN_{mf} und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung der Versuchsreaktoren. Innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren war für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor eine gegenüber den Referenzreaktoren um 24,2 % größere CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration zu beobachten. Die höchste CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung wurde bei der thermophilen Betriebsweise registriert. Im Vergleich zu den mesophilen Referenzreaktoren war die CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration des thermophilen Versuchsreaktors um 220,4 % erhöht. Die Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung verringerte diesen Unterschied auf 158,0 %.

Tabelle 56: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Nünchritz + 75 °C

Parameter	Einheit	24 d FHM	24 d	24 d FHM	24 d 75 °C
		thermophil	mesophil		
CSB_{mf}	[mg/l]	6.238	1.947	1.944	2.418
CSB_{mf}/CSB	[-]	0,148	0,046	0,046	0,054
NH_4-N	[mg/l]	1.235	680	727	1.030
NH_4-N/TKN	[-]	0,375	0,202	0,239	0,298
$P_{ges,mf}$	[mg/l]	213	156	164	180
$P_{ges,mf}/P_{ges}$	[-]	0,146	0,121	0,127	0,130

Die Ergebnisse der NH_4-N -Prozesswasserlastung bestätigen die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall getroffenen Feststellungen, wobei die Unterschiede innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren und zwischen dem thermophilen Versuchsreaktor und den mesophilen Referenzreaktoren noch ausgeprägter waren. Während bei der mesophilen Betriebsweise die NH_4-N -Prozesswasserkonzentration des Referenzreaktors bzw. des mit FHM versetzten Referenzreaktors durch die vorgeschaltete Desintegration um 51,5 % bzw. 41,7 % erhöht

wurden, war bei der thermophilen Betriebsweise ein Anstieg der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung des Referenzreaktors bzw. des mit FHM versetzten Referenzreaktors um 81,6 % bzw. 69,9 % zu verzeichnen. Durch die Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung wurde diese Abweichung auf 19,9 % vermindert.

Bei der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung wurden ähnliche Tendenzen wie für die CSB_{mf} - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung beobachtet. Innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren führte die vorgeschaltete Desintegration zu einem Anstieg der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserkonzentration des Referenzreaktors bzw. des mit FHM versetzten Referenzreaktors um 15,4 % bzw. 9,8 %. Die höchste $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserkonzentration wurden im thermophilen Versuchsreaktor gemessen. Im Vergleich zu den mesophilen Referenzreaktoren bzw. zu dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktor betrug der Konzentrationsanstieg 29,9 – 36,5 % bzw. 18,3 %.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB -, TKN - und P_{ges} -Zulauftlast bestätigen die für die CSB_{mf} , $\text{NH}_4\text{-N}$ und $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

6.3.1.5 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA St. Michaelis + 75 °C

In der Versuchsserie 2.1.4 wurde Überschussschlamm der Kläranlage St. Michaelis genutzt (Kapitel 5.4.4). Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage A 10.

GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 57 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus des thermophilen und der mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 57: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA St. Michaelis + 75 °C

Parameter	Einheit	24 d	24 d	24 d	24 d
		FHM		FHM	75 °C
		thermophil	mesophil		
Biogas	[l/kg GV_{Zu}]	378	383	388	383
GV-Abbau	[%]	44,4	44,0	44,2	44,8

Im Gegensatz zu den bisherigen Versuchsdurchführungen konnte bei diesen Untersuchungen keine Änderungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschussschlamm erreicht

werden. Sowohl der zufuhrspezifische Biogasanfall als auch der GV-Abbau des mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktors bzw. des mit unbehandeltem Überschussschlamm betriebenen thermophilen Versuchsreaktors waren mit den Ergebnissen der Referenzreaktoren identisch. Insgesamt wurde ein für Überschussschlamm hoher anaerober Abbau beobachtet.

6.3.2 Thermische Desintegration + Unterdruckbehandlung

6.3.2.1 Voruntersuchungen – Kombination aus thermischem Zellaufschluss und Unterdruckbehandlung von Überschussschlamm

In Versuchsserie 3 wurde Überschussschlamm mit einer Kombination aus thermischem Zellaufschluss und Unterdruckbehandlung desintegriert. Vor den kontinuierlichen Laborversuchen wurden die Einflüsse der Temperatur und des Unterdruckes auf den chemischen Aufschlussgrad A_{CSB} sowie das $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges}}$ -Verhältnis des zu untersuchenden Überschussschlammes ermittelt. Die Temperatur variierte zwischen 35 °C und 75 °C. Der Unterdruck wurde auf den Siededruck des Wassers bei der vorgegebenen Behandlungstemperatur eingestellt. Nach Erreichen der Zieltemperatur (30 min) wurde die Desintegration über einen Zeitraum von 60 min durchgeführt. Im Rahmen der Voruntersuchungen erfolgten keine Betrachtungen bezüglich der Auswirkungen der Charakteristik und der Voreindickung des Überschussschlammes auf den Zellaufschluss. Der Feststoffgehalt des Überschussschlammes betrug 2,7 – 6,7 % TR.

Abbildung 34 stellt Ergebnisse der Desintegration von Überschussschlamm nach thermischem Aufschluss und Unterdruckbehandlung dar. Die für den thermischen Aufschluss erzielten chemischen Aufschlussgrade A_{CSB} und CSB_{mf} -Freisetzungen waren gegenüber den Ergebnissen aus Kapitel 6.3.1.1 erhöht, wobei die Einflüsse geänderter Schlamm-eigenschaften nicht berücksichtigt werden konnten. Durch die Temperaturänderung von 35 °C auf 75 °C wurde der chemischen Aufschlussgrad von 9 % A_{CSB} auf 37 % A_{CSB} gesteigert. Gleichzeitig nahm der $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges}}$ -Anteil im desintegrierten Überschussschlamm von 7 % auf 26 % zu. Mit der Kombination aus thermischem Zellaufschluss und Unterdruckbehandlung konnte bei 75 °C ein chemischer Aufschlussgrad von 46 % A_{CSB} erreicht werden. Gleichzeitig erhöhte sich der $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges}}$ -Anteil des desintegrierten Überschussschlammes gegenüber dem thermischen Aufschluss von 26 % auf 32 %.

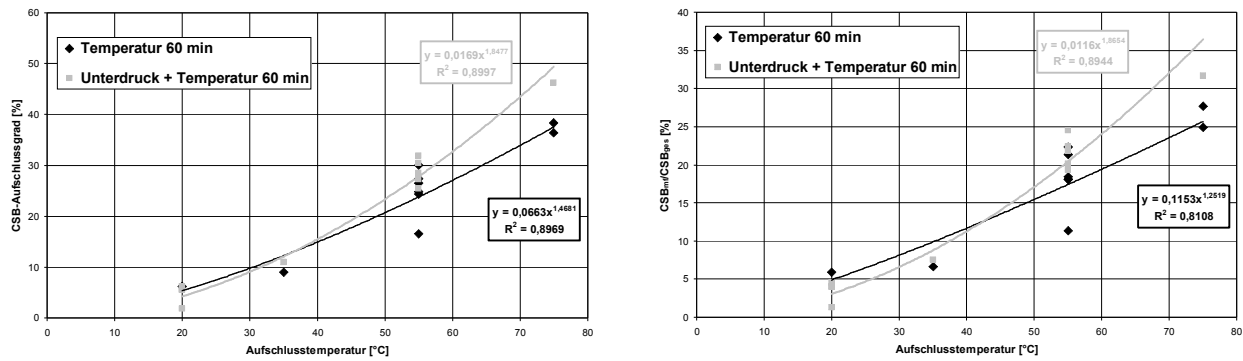


Abbildung 34: CSB – Aufschlussgrade bzw. – Freisetzen – Thermische Desintegration und Unterdruckbehandlung von Überschussschlamm

Für die kontinuierlichen Laborversuche wurden die Behandlungsdauer auf 60 min und die Temperatur auf 75 °C festgelegt. Der Unterdruck wurde auf den Siededruck geregelt.

6.3.2.2 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + Unterdruck + 75 °C

Die Laboruntersuchungen der Versuchsserie 3 wurden mit Überschussschlamm einer halb-technischen Versuchsanlage durchgeführt (Kapitel 5.4.1). Der bei den Versuchen erreichte Zellaufschluss betrug 18,7 % CSB_{mf}/CSB_{ges} . Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage A 11.

Tabelle 58 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus der thermo- und mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 58: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			U + 75 °C			U + 75 °C	
		thermophil			mesophil		
CH ₄	[%]	61,5	62,2	58,9	64,0	63,9	59,2
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	325	322	338	271	289	320
GV-Abbau	[%]	39,1	43,0	51,3	38,8	42,4	53,1

Bei der thermophilen Betriebsweise führte die kombinierte thermische Unterdruckbehandlung des Überschussschlammes zu keiner Änderung des anaeroben Abbauverhaltens des Referenzreaktors. Nach den Versuchsergebnissen fiel der zufuhrspezifische Biogasanfall des mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen Versuchsreaktors gegenüber dem thermophilen Referenzreaktor um 1,0 % geringer aus.

Gleichzeitig wurde der anaerobe Abbau des desintegrierten Überschussschlammes durch eine Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit verbessert. Die Steigerungsrate betrug 5,0 %.

Unter mesophilen Milieubedingungen war ein deutlicherer Einfluss der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung bzw. der hydraulischen Verweilzeit auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm zu beobachten. Im Gegensatz zum mesophilen Referenzreaktor wurde für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktor ein um 6,6 % höherer zufuhrspezifischer Biogasanfall ermittelt.

Wie bei der thermophilen Betriebsweise konnte auch bei den Versuchen unter mesophilen Bedingungen das anaerobe Abbauverhalten des desintegrierten Überschussschlammes durch eine Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit verbessert werden. Mit einer Steigerungsrate von 10,7 % war dieser Einfluss unter mesophilen Betriebsbedingungen deutlich stärker nachweisbar.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise wies für alle thermophilen Versuchsreaktoren einen höheren zufuhrspezifischen Biogasanfall aus. Durch den Einsatz einer vorgeschalteten Desintegration bzw. einer Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit konnten die Unterschiede zwischen mesophilen und thermophilen Versuchsreaktoren verringert werden. Nach Tabelle 58 reduzierte sich die Differenz des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzreaktoren bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktoren von 19,9 % auf 11,4 % bzw. 5,6 %.

Die Ergebnisse des GV-Abbaus bestätigen die bei den Auswertungen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls mit einer vorgeschalteten Desintegration bzw. einer Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit aufgezeigten Möglichkeiten der Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlamm.

Gegenüber dem thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktor konnte der GV-Abbau des Überschussschlammes durch die kombinierte Desintegration um 10,0 % bzw. 9,3 % gesteigert werden.

Eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d führte bei dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktor zu einer Erhöhung des GV-Abbaus um 19,3 % bzw. 25,2 %.

Bezüglich des Temperaturniveaus der anaeroben Schlammstabilisierung wurden keine Unterschiede im anaeroben Abbauverhalten des untersuchten Überschussschlammes festgestellt.

Die Zusammensetzung des Biogases wurde durch die vorgeschaltete Desintegration und die gewählten Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung nicht verändert.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 52 gibt einen Überblick der mittleren CSB_{mf} -, TKN_{mf} - und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung. Während die CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration des thermophilen Referenzreaktors durch eine vorgeschaltete Desintegration um 12,8 % erhöht wurde, war bei der mesophilen Betriebsweise für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktor eine Verminderung der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration des Referenzreaktors um 18,8 % zu beobachten. Gleichzeitig trat bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktoren mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit sowohl eine Verringerung bzw. Vergrößerung der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung auf. Generell war die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung der thermophilen Versuchsreaktoren gegenüber der der mesophilen Versuchsreaktoren um 183,9 – 294,6 % erhöht.

Tabelle 59: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			U + 75 °C			U + 75 °C	
		thermophil			mesophil		
CSB _{mf}	[mg/l]	9.413	10.623	9.263	3.315	2.692	3.085
CSB _{mf} /CSB	[-]	0,174	0,195	0,198	0,061	0,050	0,068
NH ₄ -N	[mg/l]	2.273	2.416	2.344	1.637	1.900	1.773
NH ₄ -N/TKN	[-]	0,456	0,489	0,519	0,355	0,406	0,442
P _{ges, mf}	[mg/l]	254	280	273	166	161	159
P _{ges, mf} /P _{ges}	[-]	0,174	0,195	0,197	0,125	0,121	0,132

Die aufgezeigten Tendenzen der durch die vorgeschaltete Desintegration bzw. durch die Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit bewirkten Verbesserung des anaeroben Abbauverhalten von Überschussschlamm werden durch die Ergebnisse der NH_4-N -Prozesswasserkonzentration bestätigt, obgleich die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall bzw. GV-Abbau festgestellten Änderungen eine größere Beeinflussbarkeit des anaeroben Abbauverhalten von Überschussschlamm ergaben. Die vorgeschaltete Desintegration erhöhte die NH_4-N -Prozess-

wasserbelastung des thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktors um 6,3 % bzw. 16,1 %. Entgegen den Erwartungen wurde für die mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktoren keine Erhöhung $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserkonzentration infolge einer Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit festgestellt. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 27,2 – 38,8 % erhöhte $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung.

Innerhalb der thermophilen und mesophilen Versuchsreaktoren wurden nur geringfügige Unterschiede der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserkonzentration festgestellt. Während die $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserkonzentration des stabilisierten desintegrierten Überschussschlammes bei der thermophilen Betriebsweise gegenüber dem Referenzreaktor um 10 % erhöht war, wurde unter mesophilen Betriebsbedingungen eine Verminderung um 3 % registriert. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 53,0 – 73,9 % erhöhte $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB-, TKN- und P_{ges} -Zulaufkraft bestätigen die für die CSB_{mf} , $\text{NH}_4\text{-N}$ und $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

Entwässerungsverhalten

Das mit der CST-Messung ermittelte Wasserabgabevermögen anaerob stabilisierter Überschussschlämme ergab für die thermophilen Versuchsreaktoren eine gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren verschlechterte Entwässerungscharakteristik. Die spezifischen kapillaren Saugzeiten der thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktoren betrugen 75 s/g TR bzw. 45 s/g TR. Für die mit desintegriertem Überschussschlamm bei hydraulischen Verweilzeiten von 12 d und 24 d betriebenen thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktoren wurden spezifische kapillare Saugzeiten von 80 s/g TR und 63 s/g TR bzw. 45 s/g TR und 35 s/g TR bestimmt.

6.3.3 Rührwerkskugelmühle

6.3.3.1 Voruntersuchungen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Rührwerkskugelmühle

In Voruntersuchungen wurde für die Rührwerkskugelmühle PE 075 (Fa. Netzsch-Feinmahltechnik GmbH) der Einfluss der Behandlungsdauer auf den CSB-, TKN- und P-Aufschlussgrad bzw. die CSB_{mf} , TKN_{mf} und $P_{\text{ges,mf}}$ -Freisetzung bestimmt. Die Behandlungsdauer wurde zwischen 5 – 60 min gewählt. Weitere technische Einflussfaktoren (z.B. Füllvolumen, Rührscheibenumfangsgeschwindigkeit) wurden nicht untersucht. Der Mahlraum war zu 80 % mit

Mahlkörpern gefüllt. Als Mahlkörper wurden Keramikugeln mit einem mittleren Durchmesser von 0,8 – 1,2 mm eingesetzt. Im Rahmen der Voruntersuchungen erfolgten keine Betrachtungen bezüglich der Auswirkungen der Charakteristik und der Voreindickung des Überschussschlammes auf den Zellaufschluss. Der genutzte Überschussschlamm hatte einen Feststoffgehalt von 8,6 – 9,8 % TR.

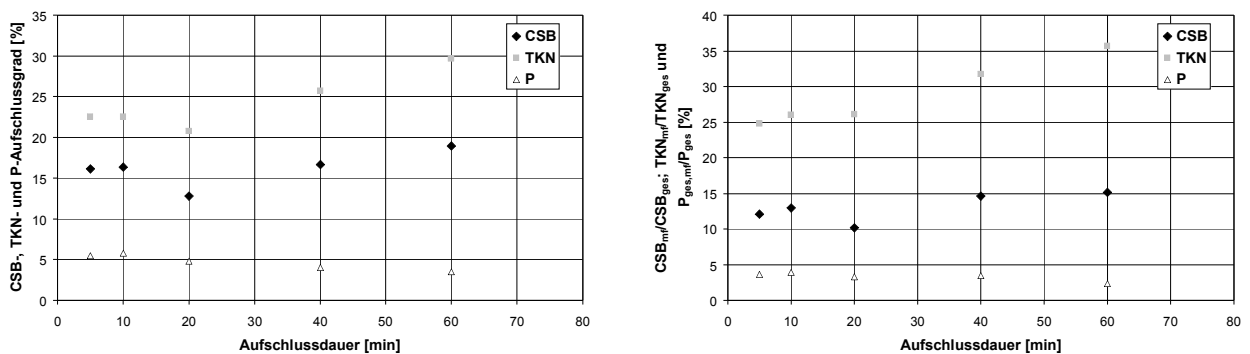


Abbildung 35: CSB-, TKN- und P – Aufschlussgrade bzw. – Freisetzen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Rührwerkskugelmühle

Abbildung 35 stellt die erreichten Aufschlussgrade und Freisetzen in Abhängigkeit der Beanspruchungsdauer dar. Der CSB-Aufschlussgrad betrug nach 5 min bzw. 10 min 16 % A_{CSB} . Eine Verlängerung der Behandlungszeit auf 60 min erhöhte den chemischen Aufschlussgrad nur geringfügig (19 % A_{CSB}). Die Auswertung der membranfiltrierten Anteile des CSB ergab einen Anstieg von 12 – 13 % (5 min bzw. 10 min) auf 15 % (60 min).

Für den TKN wurden größere Aufschlussgrade bestimmt. Bei einer Desintegrationsdauer von 5 min bzw. 10 min erreichte der TKN-Aufschlussgrad 23 % A_{TKN} . Nach 60 min Behandlung konnte er auf 30 % A_{TKN} erhöht werden. Durch die Desintegration stiegen die TKN_{mf}-Anteile auf 25 – 26 % (5 min bzw. 10 min) bzw. 35 % (60 min) des TKN_{ges}.

Beim P_{ges} konnte keine Erhöhung des Aufschlussgrades erreicht werden. Der P_{ges}-Aufschlussgrad verringerte sich von 5 % $A_{P_{ges}}$ (5 – 10 min) auf 3 % $A_{P_{ges}}$ (60 min). Gleichzeitig reduzierten sich die membranfiltrierten Anteile des P_{ges} von 4 % (5 – 10 min) auf 2 % (60 min).

Es zeigte sich, dass für Beanspruchungsdauern > 10 Minuten nur ein geringer Zuwachs des Zellaufschlusses zu verzeichnen war, so dass für die kontinuierlichen Versuche eine

Behandlungsdauer von 10 Minuten gewählt wurde. Die Einstellungen des Füllvolumens und der Rührscheibenumfangsgeschwindigkeit wurden übernommen.

6.3.3.2 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + RKM

In der Versuchsreihe 4 wurden die kontinuierlichen Untersuchungen mit Überschussschlamm einer halbtechnischen Versuchsanlage durchgeführt (Kapitel 5.4.1). Der bei den Versuchen erreichte Zellaufschluss betrug 8,5 % CSB_{mf}/CSB_{ges} . Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage A 12.

Tabelle 60 gibt einen Überblick des mittleren Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus der thermo- und mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 60: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			RKM	RKM		RKM	RKM
		thermophil			mesophil		
CH ₄	[%]	60,1	61,3	63,1	60,3	63,8	66,0
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	305	307	360	207	265	294
GV-Abbau	[%]	36,3	38,4	41,8	30,3	33,1	33,5

Unter thermophilen Milieubedingungen wurde mit der vorgeschalteten Desintegration keine Verbesserung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls des Referenzreaktors erreicht. Gleichzeitig führte eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen Versuchsreaktoren zu einem um 17,3 % vergrößerten zufuhrspezifischen Biogasanfall.

Bei der mesophilen Betriebsweise konnte mit der vorgeschalteten Desintegration das anaerobe Abbauverhalten des Überschussschlammes des Referenzreaktors erhöht werden. Für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung wurde ein gegenüber dem Referenzreaktor um 28,0 % gesteigerter zufuhrspezifischer Biogasanfall beobachtet. In Analogie zu der thermophilen Betriebsweise führte die Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit der mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktoren zu einem höheren zufuhrspezifischen Biogasanfall. Mit einer Steigerungsrate von 10,9 % war dieser Einfluss unter mesophilen Betriebsbedingungen weniger stark ausgeprägt.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise wies für alle thermophilen Versuchsreaktoren einen höheren zufuhrspezifischen Biogasanfall aus. Während zwischen dem thermophilen und mesophilen Referenzreaktor eine Abweichung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls von 47,3 % bestimmt wurde, konnte der Unterschied zwischen mesophilen und thermophilen Versuchsreaktoren durch den Einsatz einer vorgeschalteten Desintegration bzw. einer Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit auf 15,8 % bzw. 22,4 % verringert werden.

In den Auswertungen des GV-Abbaus spiegeln sich die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall beschriebenen Einflüsse der vorgeschalteten Überschussschlamm-Desintegration mit einer Rührwerkskugelmühle sowie des Temperaturniveaus und der hydraulischen Verweilzeit der anaeroben Stabilisierung weitgehend wider.

Im Gegensatz zum zufuhrspezifischen Biogasanfall war beim GV-Abbau ein positiver Einfluss der vorgeschalteten Desintegration auf die anaerob thermophile Stabilisierung von Überschussschlamm nachweisbar. Gegenüber dem thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktor konnte der GV-Abbau des Überschussschlammes durch den Zellaufschluss mit einer Rührwerkskugelmühle um 5,8 % bzw. 9,2 % gesteigert werden.

Eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d führte bei dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktor zu einer Erhöhung des GV-Abbaus um 8,8 % bzw. 1,2 %.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für die thermophilen Versuchsreaktoren einen um 19,8 % (Referenzreaktor), 16,0 % (12 d HRT + RKM) und 24,8 % (24 d HRT + RKM) verbesserten GV-Abbau.

Die Zusammensetzung des Biogases wurde durch die vorgeschaltete Desintegration und die gewählten Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung nicht verändert.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 61 gibt einen Überblick der mittleren CSB_{mf} , TKN_{mf} und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung. Während sich die CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration des thermophilen Referenzreaktors durch eine vorgeschaltete Desintegration um 3,1 % verringerte, war bei der mesophilen Betriebsweise für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktor eine Erhöhung der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration des Referenzreaktors um 12,0 % zu beobachten. Gleichzeitig trat bei den mit desintegriertem Überschussschlamm

betriebsenen Versuchsreaktoren mit zunehmender hydraulischer Verweilzeit eine Vergrößerung der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung auf. Die Gegenüberstellung der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung der thermophilen und mesophilen Versuchsreaktoren ergab für die thermophilen Versuchsreaktoren 176,8 – 219,7 % höhere CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentrationen.

Tabelle 61: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			RKM	RKM		RKM	RKM
		thermophil			mesophil		
CSB_{mf}	[mg/l]	7.786	7.548	8.488	2.435	2.727	2.805
CSB_{mf}/CSB	[-]	0,137	0,135	0,157	0,039	0,048	0,054
NH_4-N	[mg/l]	2.104	2.132	2.110	1.366	1.450	1.585
NH_4-N/TKN	[-]	0,421	0,426	0,437	0,283	0,308	0,350
$P_{ges,mf}$	[mg/l]	275	265	274	178	170	168
$P_{ges,mf}/P_{ges}$	[-]	0,160	0,156	0,164	0,107	0,109	0,104

Für die vorgeschaltete Desintegration bzw. die Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit war bei den thermophilen Versuchsreaktoren nach den Ergebnissen der NH_4-N -Prozesswasserbelastung kein Einfluss nachweisbar. Dagegen konnte unter mesophilen Betriebsbedingungen ein Anstieg der NH_4-N -Prozesswasserkonzentration um 6,1 % bzw. 9,3 % beobachtet werden. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 33,1 – 54,0 % erhöhte NH_4-N -Prozesswasserbelastung.

Innerhalb der thermophilen und mesophilen Versuchsreaktoren wurden nur geringfügige Unterschiede der $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserkonzentration festgestellt. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 54,5 – 63,1 % erhöhte $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB -, TKN - und P_{ges} -Zuladung bestätigen die für die CSB_{mf} -, NH_4-N und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

Entwässerungsverhalten

Gemäß Kapitel 5.3.2 wurde die CST-Messung zur Charakterisierung des Wasserabgabevermögens anaerob stabilisierter Überschussschlämme genutzt. Gegenüber dem anaerob mesophil stabilisierten Überschussschlamm wies der anaerob thermophil stabilisierte Überschussschlamm eine um 45,6 – 73,0 % schlechtere Entwässerungscharakteristik auf. Sowohl bei der thermophilen als bei der mesophilen Betriebsweise konnte für die vorgeschaltete Desintegration eine geringfügige Verschlechterung des Entwässerungsverhaltens des anaerob stabilisierten Überschussschlammes ermittelt werden. Dabei änderten sich die feststoffspezifische kapillare Saugzeit des Faulschlammes des thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktors von 64 s/g TR bzw. 37 s/g TR auf 67 s/g TR bzw. 46 s/g TR. Durch eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit wurde das Entwässerungsverhalten des anaerob stabilisierten desintegrierten Überschussschlammes im thermophilen Versuchsreaktor um 4,5 % sowie im mesophilen Versuchsreaktor um 13,0 % verbessert.

6.3.4 Fliehkraftkugelmühle

6.3.4.1 Voruntersuchungen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Fliehkraftkugelmühle

In Versuchsserie 5 wurde Überschussschlamm mit einer Fliehkraftkugelmühle S 100 (Fa. Retsch GmbH) desintegriert. Vor den kontinuierlichen Laborversuchen wurde der Einfluss der Behandlungsdauer auf den CSB-, TKN- und P_{ges} -Aufschlussgrad bzw. die CSB_{mf} - und TKN_{mf} -Freisetzung bestimmt. Die Behandlungsdauer wurde zwischen 5 – 60 min gewählt. Weitere technische Einflussfaktoren (z.B. Füllvolumen, Drehzahl) wurden nicht untersucht. Der Mahlraum war vollständig mit Überschussschlamm gefüllt. Als Mahlkörper wurden 20 Stahlkugeln mit einem mittleren Durchmesser von 20 mm eingesetzt. Im Rahmen der Voruntersuchungen erfolgten keine Betrachtungen bezüglich der Auswirkungen der Charakteristik und der Voreindickung des Überschussschlammes auf den Zellaufschluss. Der genutzte Überschussschlamm hatte einen Feststoffgehalt von 8,2 % TR.

Abbildung 36 zeigt die mit der Fliehkraftkugelmühle S 100 erzielten CSB-, TKN- und P_{ges} -Aufschlussgrade sowie die CSB_{mf} - und TKN_{mf} -Freisetzungen. Nach einer Behandlungsdauer von 10 min betrug der CSB-Aufschlussgrad 3 % A_{CSB} . Mit zunehmender Aufschlussdauer war ein Anstieg des chemischen Aufschlussgrades zu verzeichnen. Bei einer Desintegrationsdauer von 60 min wurde ein CSB-Aufschluss von 13 % A_{CSB} erreicht. Gleichzeitig wurden durch den Zellaufschluss 2 % (10 min) bzw. 9 % (60 min) des CSB in der membranfiltrierten Probe nachgewiesen.

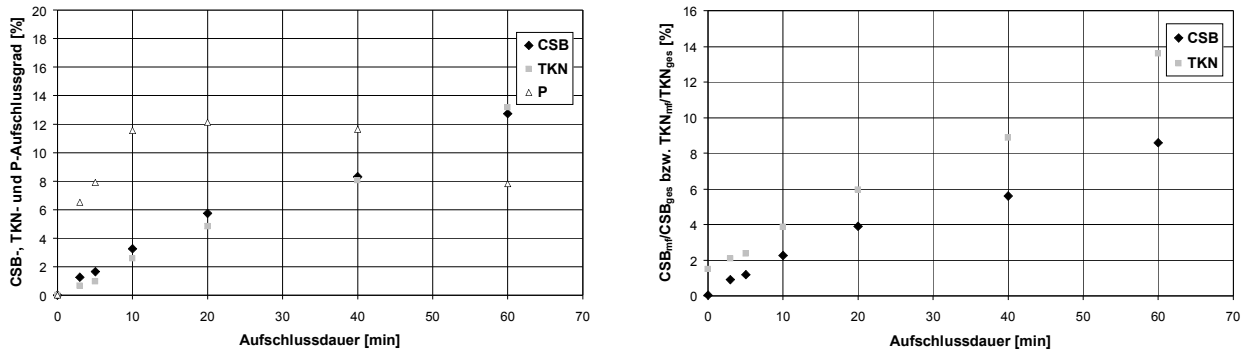


Abbildung 36: CSB-, TKN- und P – Aufschlussgrade bzw. – Freisetzen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Fliehkraftkugelmühle

Für den TKN wurden ähnliche Aufschlussgrade wie beim CSB ermittelt. Durch eine Verlängerung der Behandlungsdauer von 10 min auf 60 min konnte der TKN-Aufschlussgrad von 3 % A_{TKN} auf 13 % A_{TKN} erhöht werden, wobei die membranfiltrierten Anteile 4 % (10 min) bzw. 14 % (60 min) des TKN umfassten.

Beim P_{ges} konnte kein Zusammenhang zwischen der Aufschlussdauer und dem Aufschlussgrad ermittelt werden. Während bei Behandlungszeiten < 10 min eine Zunahme des P_{ges} -Aufschlussgrades bis 12 % $A_{P_{ges}}$ festgestellt wurde, bewirkten längere Behandlungszeiten nur geringfügige Änderungen. Teilweise verminderte sich der zuvor bestimmte P_{ges} -Aufschlussgrad.

In Anlehnung an die Versuchsergebnisse waren für die vorhandene Technik lange Aufschlusszeiten (60 min) zu bevorzugen. Dies hätte für den kontinuierlichen Versuchsbetrieb auf Grund des kleinen Behandlungsvolumens der Fliehkraftkugelmühle sehr ausgedehnte Desintegrationszeiträume erfordert. Deshalb wurde die Behandlungsdauer auf 10 min festgelegt. Weitere Geräteeinstellungen wurden aus den Vorversuchen übernommen.

6.3.4.2 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + FKM

Die Untersuchungen der Versuchsserie 5 erfolgten mit Überschussschlamm einer halotechnischen Versuchsanlage (Kapitel 5.4.1). Der bei den Versuchen erreichte Zellaufschluss betrug 2,9 % CSB_{mf}/CSB_{ges} . Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage 13.

Tabelle 62 gibt einen Überblick des mittleren zufuhrspezifischen Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus der thermo- und mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 62: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Parameter	Einheit	12 d	12 d FKM	24 d FKM	12 d	12 d FKM	24 d FKM
		thermophil			mesophil		
CH ₄	[%]	60,4	61,3	62,0	59,5	60,6	64,8
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	265	266	318	190	214	248
GV-Abbau	[%]	34,7	34,5	37,1	25,7	27,0	30,4

Bei der thermophilen Betriebsweise führte der Zellaufschluss mit einer Fliehkraftkugelmühle zu keiner Änderung des anaeroben Abbauverhaltens des Referenzreaktors. Darüber hinaus konnte der zufuhrspezifische Biogasanfall des desintegrierten Überschussschlammes durch eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit um 19,5 % erhöht werden.

Im Gegensatz zu der thermophilen Betriebsweise war unter mesophilen Milieubedingungen ein deutlicherer Einfluss der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm zu beobachten. Die Steigerungsrate des zufuhrspezifischen Biogasanfalls des Referenzreaktors betrug 12,6 %. Gleichzeitig konnte der Einfluss der hydraulischen Verweilzeit auf das anaerob mesophile Abbauverhalten von desintegriertem Überschussschlamm aufgezeigt werden. Eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d führte zu einer Erhöhung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls des desintegrierten Überschussschlammes um 15,9 %.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise wies für alle thermophilen Versuchsreaktoren einen höheren zufuhrspezifischen Biogasanfall aus. Durch den Einsatz einer vorgeschalteten Desintegration bzw. einer Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit konnten die Unterschiede zwischen mesophilen und thermophilen Versuchsreaktoren verringert werden. Die Abweichung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls zwischen den thermophilen und mesophilen Versuchsreaktoren betrugen für den Referenzreaktor 39,5 %. Bei den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Versuchsreaktoren verringerte sich dieser Unterschied in Abhängigkeit der hydraulischen Verweilzeit auf 24,3 – 28,2 %.

Im Vergleich zum zufuhrspezifischen Biogasanfall wurden beim GV-Abbau ähnliche Ergebnisse erreicht. Während die Desintegration mit einer Fliehkraftkugelmühle den GV-Abbau des thermophilen Referenzreaktors nicht veränderte, konnte der GV-Abbau des mesophilen Referenzreaktors um 5,1 % erhöht werden.

Eine Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit von 12 d auf 24 d führte bei dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen bzw. mesophilen Versuchsreaktor zu einer Steigerung des GV-Abbaus um 7,5 % bzw. 12,6 %.

Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für die thermophilen Versuchsreaktoren einen um 35,0 % (Referenzreaktor), 27,8 % (12 d HRT + FKM) und 22,0 % (24 d HRT + FKM) verbesserten GV-Abbau.

Die Zusammensetzung des Biogases wurde durch die vorgeschaltete Desintegration und die gewählten Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung nicht verändert.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 63 gibt einen Überblick der mittleren CSB_{mf} , TKN_{mf} und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung.

Tabelle 63: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			FKM	FKM		FKM	FKM
		thermophil			mesophil		
CSB_{mf}	[mg/l]	8.411	8.577	8.211	2.529	2.341	2.324
CSB_{mf}/CSB	[-]	0,162	0,160	0,165	0,043	0,041	0,044
NH_4-N	[mg/l]	1.727	1.743	1.911	1.072	1.112	1.371
NH_4-N/TKN	[-]	0,394	0,402	0,442	0,252	0,267	0,316
$P_{ges,mf}$	[mg/l]	268	261	279	189	179	190
$P_{ges,mf}/P_{ges}$	[-]	0,160	0,151	0,164	0,115	0,109	0,117

Unter thermophilen Milieubedingungen führte die vorgeschaltete Desintegration zu einer Erhöhung der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration des Referenzreaktors um 2,0 %. Gleichzeitig reduzierte sich die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung der mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen thermophilen Versuchsreaktoren durch eine Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit um 4,3 %. Bei der mesophilen Betriebsweise war die CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration des Referenzreaktors infolge der vorgeschalteten Desintegration um 7,4 % verringert. Ein Einfluss der hydraulischen Verweilzeit war nicht zu beobachten. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle

thermophilen Versuchsreaktoren eine um 232,6 – 266,4 % erhöhte CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung.

Die NH_4 -N-Prozesswasserkonzentration spiegelte zum großen Teil die Ergebnisse des zu fuhrspezifischen Biogasanfalls sowie des GV-Abbaus wider. Während bei der thermophilen Betriebsweise die NH_4 -N-Prozesswasserbelastung nur durch die Verlängerung der hydraulischen Verweilzeit verändert wurde, war bei der mesophilen Betriebsweise zusätzlich der Einfluss der vorgeschalteten Desintegration nachweisbar. Mit der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung wurde die NH_4 -N-Prozesswasserkonzentration des Referenzreaktors um 3,7 % erhöht. Die aus der Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit resultierenden Steigerungen der NH_4 -N-Prozesswasserkonzentration von anaerob stabilisiertem desintegrierten Überschussschlamm betrugen für die thermophilen Versuchsreaktoren 9,6 % bzw. für die mesophilen Versuchsreaktoren 23,3 %. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 39,4 – 61,1 % erhöhte NH_4 -N-Prozesswasserbelastung.

Bezüglich $P_{ges,mf}$ wurden bei den Versuchsreaktoren innerhalb der Temperaturniveaus nur geringe Unterschiede festgestellt. Der Vergleich von thermophiler und mesophiler Betriebsweise ergab für alle thermophilen Versuchsreaktoren eine um 41,8 – 46,8 % erhöhte $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung.

Auswertungen mit Bezug auf die CSB -, TKN - und P_{ges} -Zulaufracht bestätigen die für die CSB_{mf} -, NH_4 -N und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung getroffenen Feststellungen.

Entwässerungsverhalten

Das mit der CST-Messung ermittelte Wasserabgabevermögen anaerob stabilisierter Überschussschlämme ergab für die thermophilen Versuchsreaktoren eine gegenüber den mesophilen Versuchsreaktoren um 66,7 – 89,7 % verschlechterte Entwässerungscharakteristik. Nicht nur bei der thermophilen sondern auch bei der mesophilen Betriebsweise konnte für die vorgeschaltete Desintegration eine geringfügige Verbesserung des Entwässerungsverhaltens des anaerob stabilisierten Überschussschlammes ermittelt werden. Dabei änderten sich die feststoffspezifische kapillare Saugzeit des Faulschlammes des thermophilen bzw. mesophilen Referenzreaktors von 57 s/g TR bzw. 34 s/g TR auf 55 s/g TR bzw. 29 s/g TR. Mit einer Verdopplung der hydraulischen Verweilzeit wurde das Entwässerungsverhalten des anaerob stabilisierten desintegrierten Überschussschlammes im

thermophilen Versuchsreaktor um 9,1 % verbessert sowie im mesophilen Versuchsreaktor um 3,4 % verschlechtert.

6.3.5 Ultraschall

6.3.5.1 Voruntersuchungen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Ultraschall

Die Untersuchungen zur Ultraschallbehandlung (UP 400 S + H3, Fa. Dr. Hielscher GmbH) konzentrierten sich auf die Bestimmung des Einflusses der spezifischen Energiezufuhr auf den CSB – Aufschlussgrad bzw. auf die CSB_{mf} und $P_{ges,mf}$ Freisetzung von Überschussschlamm. Der Energieeintrag wurde zwischen 500 – 2.000 Ws/g TR gewählt. Weitere technische Einflussfaktoren (z.B. Frequenz, Dauer- bzw. Plusbetrieb) wurden nicht untersucht. Darüber hinaus erfolgten im Rahmen der Voruntersuchungen keine Betrachtungen bezüglich der Auswirkungen der Charakteristik und der Voreindickung des Überschussschlammes auf den Zellaufschluss. Der genutzte Überschussschlamm hatte einen Feststoffgehalt von 6,3 % TR.

Abbildung 37 zeigt die durch die Ultraschallbehandlung von Überschussschlamm erzielten CSB-Aufschlussgrade sowie die CSB_{mf} und $P_{ges,mf}$ -Freisetzungen. Mit zunehmender spezifischer Energiezufuhr wurde ein Anstieg des CSB-Aufschlussgrades erreicht. Der höchste CSB-Aufschlussgrad betrug 4 – 6 % A_{CSB} (2.000 Ws/g TR). Gleichzeitig wurden durch den Zellaufschluss 2 – 3 % des CSB in der membranfiltrierten Probe wiedergefunden.

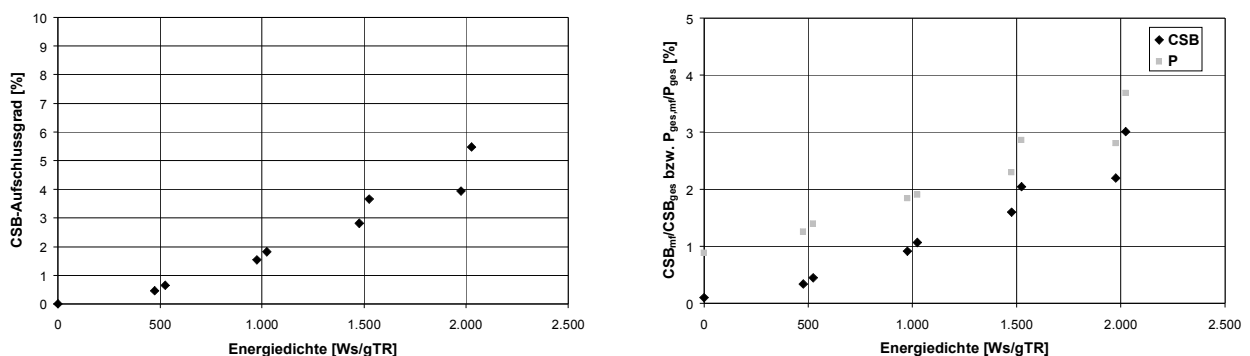


Abbildung 37: CSB – Aufschlussgrade bzw. CSB und P – Freisetzungen – Zellaufschluss von Überschussschlamm durch Ultraschall

Entsprechend zum CSB wurde für P_{ges} ein Konzentrationsanstieg in der membranfiltrierten Probe festgestellt. Infolge einer durch die Ultraschallbehandlung bewirkten spezifischen Energiezufuhr von 2.000 Ws/g TR konnten 3 – 4 % des P_{ges} als $P_{ges,mf}$ nachgewiesen werden.

Auf Grundlage des in den Voruntersuchungen erzielten Zellaufschlusses war für den kontinuierlichen Versuchsbetrieb eine hohe spezifische Energiezufuhr durch die Ultraschallbehandlung zu bevorzugen. Unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Aspekte wurde die spezifische Energiezufuhr auf 2.000 Ws/g TR beschränkt.

6.3.5.2 Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Lenz + US

In der Versuchsserie 6 wurde Überschussschlamm einer simultanen aeroben Schlammstabilisierungsanlage genutzt (Kapitel 5.4.3). Der bei den Versuchen erreichte Zellaufschluss betrug 9,4 % CSB_{mf}/CSB_{ges} . Kennwerte des Zulaufes sowie des Reaktorbetriebes befinden sich in Anlage A 14.

GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 64 gibt einen Überblick des mittleren zufuhrspezifischen Biogasanfalls bzw. GV-Abbaus des thermophilen und der mesophilen Versuchsreaktoren.

Tabelle 64: Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Parameter	Einheit	24 d	24 d	24 d	24 d
		thermophil	mesophil		US
CH ₄	[%]	61,7	55,7	56,7	59,8
Biogas	[l/kg GV _{Zu}]	242	124	123	171
GV-Abbau	[%]	28,4	19,5	21,2	25,9

Auch diese Versuchsreihe verdeutlicht die Möglichkeiten der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung zur Beeinflussung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschlamm. Innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren bewirkte die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung eine Steigerung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzreaktoren um 37,9 % bzw. 39,0 %.

Durch die thermophile Betriebsweise der anaeroben Schlammstabilisierung wurden die Versuchsergebnisse der mesophilen Versuchsreaktoren übertroffen. Die Erhöhung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls betrug gegenüber den mesophilen Referenzreaktoren 95,2 % bzw. 96,7 %. Mit der Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Schlamm-

stabilisierung wurde der Unterschied zum thermophil stabilisierten unbehandelten Überschussschlamm auf 41,5 % verringert.

Insgesamt weist der zufuhrspezifische Biogasanfall ein für aerob stabilisierte Überschussschlämme typisches niedriges Niveau auf.

Bei der Bewertung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung ergaben die Ergebnisse des GV-Abbaus im Vergleich zu denen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls ein ähnliches Bild, wobei für den GV-Abbau ein geringerer Einfluss ermittelt wurde. Innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren bewirkte die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung eine Steigerung des GV-Abbaus der Referenzreaktoren um 32,8 % bzw. 22,2 %. Der Vergleich des GV-Abbaus des thermophilen Versuchsreaktors mit den mesophilen Referenzreaktoren verdeutlichte die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall festgestellte stärkere Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von unbehandeltem Überschussschlamm. Allerdings war der Unterschied zu den mesophilen Referenzreaktoren mit 45,6 % bzw. 34,0 % weniger stark ausgeprägt. Gegenüber dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktor war der GV-Abbau des thermophilen Versuchsreaktors um 9,7 % erhöht.

Wie in den Versuchsreihen 6.3.1.3 und 6.3.1.4 wurde auch bei dieser Versuchsreihe ein auffällig niedriger Methangehalt des Biogases der mesophilen Referenzreaktoren festgestellt. Diese Fehlmessungen waren auf die unter Kapitel 6.3.1.3 in Verbindung mit einer geringen Biogasproduktion genannten Einflüsse der Probenahme und Versuchsdurchführung zurückzuführen.

Prozesswasserbelastung

Tabelle 65 zeigt die CSB_{mf} , TKN_{mf} und $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung der Versuchsreaktoren. Bei den mesophilen Referenzreaktoren wurde eine große Spannweite der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration registriert. Im Rahmen der Versuchsauswertung konnten diese Unterschiede nicht erklärt werden. Innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren war für den mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen Reaktor eine gegenüber den Referenzreaktoren um 100,6 – 284,5 % höhere CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung zu beobachten. Die größte CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration wurde bei der thermophilen Betriebsweise registriert. Im Vergleich zu den mesophilen Referenzreaktoren war die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung des thermophilen Versuchsreaktors um 140,0 – 360,0 % erhöht. Die Kombination

von Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung verringerte diesen Unterschied auf 19,6 %.

Tabelle 65: Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Parameter	Einheit	24 d	24 d	24 d	24 d US
		thermophil	mesophil		
CSB _{mf}	[mg/l]	2.470	537	1.029	2.065
CSB _{mf} /CSB	[-]	0,062	0,012	0,023	0,048
NH ₄ -N	[mg/l]	953	545	503	697
NH ₄ -N/TKN	[-]	0,316	0,181	0,172	0,235
P _{ges, mf}	[mg/l]	71	37	50	73
P _{ges, mf} /P _{ges}	[-]	0,067	0,036	0,047	0,068

Die Ergebnisse der NH₄-N-Prozesswasserlastung bestätigen die für den zufuhrspezifischen Biogasanfall getroffenen Feststellungen. Während bei der mesophilen Betriebsweise die NH₄-N-Prozesswasserkonzentration der Referenzreaktoren durch die vorgeschaltete Desintegration um 27,9 % bzw. 38,6 % erhöht wurde, war bei der thermophilen Betriebsweise gegenüber den mesophilen Referenzreaktoren eine um 74,9 % bzw. 89,5 % größere NH₄-N-Prozesswasserbelastung zu verzeichnen. Durch die Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung wurde der Unterschied zur anaerob thermophilen Schlammstabilisierung auf 36,7 % vermindert.

Auswertungen der P_{ges, mf}-Prozesswasserbelastung weisen innerhalb der mesophilen Versuchsreaktoren für die vorgeschaltete Desintegration ein Anstieg der P_{ges, mf}-Prozesswasserkonzentration der Referenzreaktoren um 46,0 % bzw. 97,3 % aus. Die höchste P_{ges, mf}-Prozesswasserkonzentration wurden im thermophilen Versuchsreaktor gemessen. Im Vergleich zu den mesophilen Referenzreaktoren bzw. zu dem mit desintegriertem Überschussschlamm betriebenen mesophilen Versuchsreaktor war die P_{ges, mf}-Prozesswasserbelastung des thermophilen Versuchsreaktors um 42,0 – 91,9 % erhöht bzw. 2,7 % verringert.

Entwässerungsverhalten

Die vorgeschaltete Desintegration mit Ultraschall verschlechterte das feststoffspezifische Wasserabgabevermögen des anaerob mesophil stabilisierten Überschussschlammes von 6,2 s/g TR auf 12,3 s/g TR.

7 Bewertung des Einflusses von Desintegrationsverfahren auf die anaerobe Stabilisierung von Überschussschlamm

7.1 Darstellung der Ausgangssituation zur Bewertung der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerobe Schlammstabilisierung

In der Literaturübersicht und in der eigenen Versuchsauswertung wurde ein Überblick vorliegender Ergebnisse zur anaeroben Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme gegeben. Dabei waren die Darstellungen auf Einzelfallbetrachtungen beschränkt. Die ermittelte große Spannweite der Versuchsergebnisse der Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlammstabilisierung verdeutlicht, dass zunächst nicht unmittelbar vergleichbare Einzelfälle dargestellt sind. Eine übergreifende Bewertung der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerobe Stabilisierung ist nicht bekannt. In den nachfolgenden Kapiteln wird eine systematische Auswertung der umfassend verifizierten Versuchsergebnisse vorgenommen, so dass eine quantitative Einschätzung der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerobe Stabilisierung erreicht wird. Auf Grund der vorliegenden Datenbasis ist diese Auswertung auf die Kombination von Überschussschlammintegration + anaerob mesophile Stabilisierung beschränkt.

Zunächst werden in 7.2 wesentliche Randbedingungen einer systematischen Auswertung diskutiert. Im Ergebnis dieser Betrachtungen liegt eine für die beabsichtigten Auswertungen strukturell angepasste Datenbasis vor.

Im Kapitel 7.3 werden die in den Einzelversuchen aufgezeigten Tendenzen bei der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerob mesophile Stabilisierung quantifiziert. Der Umfang der Auswertungen beschränkt sich auf die Quantifizierung von GV-Abbau, Biogasanfall und Prozesswasserbelastung. Darüber hinaus werden Auswirkungen einer vorgeschalteten Desintegration auf das Entwässerungsverhalten anaerob mesophil stabiler Überschussschlämme ermittelt. Weitere inhaltliche Schwerpunkte des Kapitels 7.3 bilden Untersuchungen zum anaerob mesophilen Abbauverhalten stofflicher Hauptkomponenten desintegrierter Überschussschlämme sowie Untersuchungen zu den Möglichkeiten einer Verweilzeitverkürzung der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerob mesophile Stabilisierung.

Gleichzeitig bilden die Ergebnisse des Kapitels 7.3 die Voraussetzung für eine Beurteilung des perspektivischen Einsatzes der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerob mesophile Stabilisierung. Als planerisches Werkzeug werden hierzu unter 7.4 Bemessungs-Nomogramme entwickelt.

Nachdem in Kapitel 7.3 eine verfahrensunabhängige Auswertung der Kombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung vorgenommen wird, verdeutlicht Kapitel 7.6 das Potenzial einzelner Desintegrationstechniken.

Neben den umfangreichen Untersuchungen zur Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung werden mit dieser Arbeit Ergebnisse zur Anwendung von Überschussschlamm-desintegration + anaerob thermophiler Stabilisierung vorgestellt. Kapitel 7.7 nimmt eine Einschätzung der Anwendbarkeit der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob thermophile Stabilisierung vor.

Abschließend wird mit den Untersuchungen des Kapitels 7.7 die Sensibilität der anaerob mesophilen Überschussschlammstabilisierung gegenüber der Reaktortemperatur und einer vorgeschalteten Desintegration verdeutlicht. In Zusammenhang mit den Ergebnissen des Kapitels 7.3 gestatten es die Ausführungen dieses Kapitels, die Desintegration als eine Möglichkeit der Optimierung der anaerob mesophilen Überschussschlammstabilisierung einzuordnen.

7.2 Systematisierung der Datenbasis

7.2.1 Schwerpunkte der Systematisierung

Die Abschätzung des Einflusses der Überschussschlamm-desintegration auf die anaerobe Abbaubarkeit von Überschussschlämmen erfordert eine Klassifizierung aller am Prozess beteiligten Einflussfaktoren. Zunächst wurde für wesentliche Einflussfaktoren eine getrennte Klassifizierung der Versuchsdaten vorgenommen.

Grundlegende Einflussfaktoren stellen:

- der durch die Desintegration erreichte Zellaufschluss,
- die Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung und
- die Charakteristik des verwendeten Überschussschlammes dar.

Für die Klassifizierung wurde eine Klassenanzahl nach Gleichung 23 (Brooks und Carruthers, 1953) gewählt, wobei im Interesse der Identifikation klassenspezifischer Unterschiede eine möglichst große Klassenanzahl festgelegt wurde.

Gleichung 23: Festlegung der Klassenanzahl für die Klassifizierung von Versuchsdaten (Brooks und Carruthers, 1953)

$$\text{Klassenzahl} \leq 5 \cdot \lg(\text{Versuchszahl})$$

7.2.2 Klassifizierung des Zellaufschlusses

In Kapitel 4.1.2 wurden Kriterien zur Bewertung der Desintegrationswirkung auf Überschussschlämme dargestellt. Zu den wesentlichen Charakterisierungen gehören:

- der Aufschlussgrad aus der Sauerstoffverbrauchsrate A_S ,
- der chemische Aufschlussgrad A_{CSB} ,
- die CSB-Freisetzung F_{CSB} ,
- die Partikelgrößenverteilung bzw. spezifische Oberfläche und die
- Enzymaktivität.

Aus der vorhandenen Datenbasis konnten für die Parameter Aufschlussgrad nach der Sauerstoffverbrauchsrate A_S , Partikelgrößenverteilung und Enzymaktivität keine Angaben ermittelt werden. Nachfolgend werden für den chemischen Aufschlussgrad A_{CSB} und die CSB-Freisetzung F_{CSB} Klassifizierungen der erzielten Ergebnisse vorgenommen.

Chemischer Aufschlussgrad A_{CSB}

Innerhalb der Datenbasis wurden bei 27 Versuchsreihen chemische Aufschlussgrade A_{CSB} bestimmt. Die mit den Desintegrationsverfahren erreichten Aufschlussgrade schwankten zwischen 3,0 – 31,0 % A_{CSB} , wobei im Mittel bzw. Median 15,3 % A_{CSB} bzw. 15,0 % A_{CSB} erzielt wurden. Tabelle 66 gibt einen Überblick der Klassenverteilungen der chemischen Aufschlussgrade desintegrierter Überschussschlämme.

Tabelle 66: Klassenverteilungen des chemischen Aufschlussgrades (A_{CSB}) von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite $\pm 2,5$ %

A_{CSB}	Anzahl	A_{CSB}	Anzahl
[%]	[-]	[%]	[-]
5	4	20	7
10	8	25	4
15	3	30	1

Für die Auswertungen wurden 6 Klassen mit einer Klassenbreite von 5 % festgelegt. Die Klassen der chemischen Aufschlussgrade von 10 % A_{CSB} bzw. 20 % A_{CSB} waren mit 8 bzw. 7 Versuchsreihen am stärksten besetzt. Bei den anderen Klassen lagen nur vereinzelt Versuchsdaten vor.

CSB_{mf}-Freisetzung

Seitens der CSB_{mf}-Freisetzung standen 28 Versuchsreihen für die Auswertung zur Verfügung. Im Mittel bzw. Median wurden durch den Zellaufschluss 33,1 % CSB_{mf}/CSB_{ges} bzw. 41,0 % CSB_{mf}/CSB_{ges} erreicht. Die Spannweite des durch die Desintegration bewirkten CSB_{mf}/CSB_{ges}-Anteiles betrug 2,9 – 55,2 %. Tabelle 67 gibt einen Überblick der Klassenverteilungen der CSB_{mf}-Freisetzungen. Für die Auswertungen wurden 6 Klassen mit einer Klassenbreite von 10 % festgelegt. In die Klasse 45 % CSB_{mf}/CSB_{ges} konnten 10 Versuchsreihen eingeordnet werden. Die weiteren Versuchsdaten verteilten sich mit einer Häufigkeit von 2 – 5 Versuchen auf die ausgewiesenen Klassen.

Tabelle 67: Klassenverteilungen der CSB_{mf}-Freisetzung (CSB_{mf}/CSB_{ges}) von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite ± 5 %

CSB _{mf} /CSB _{ges}	Anzahl	CSB _{mf} /CSB _{ges}	Anzahl
[%]	[-]	[%]	[-]
5	4	35	2
15	5	45	10
25	2	55	5

7.2.3 Klassifizierung der Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung

Wesentliche Randbedingungen des anaeroben Abbauverhaltens organischer Stoffe sind die Parameter pH-Wert, Behandlungstemperatur, Schlammalter, hydraulische Verweilzeit, Nährstoffverfügbarkeit und Hemmeinflüsse. Bei der Auswertung ermittelte Limitierungen (z.B. Versäuerung des Anaerobreaktors) wurden nicht in die Datenbasis übernommen. Auf Grund fehlender Angaben konnten die Auswirkungen von pH-Wert, Nähr- und Hemmstoffen nicht bewertet werden. Für die weiteren Auswertungen wurde davon ausgegangen, dass mögliche Einflüsse von pH-Wert, Nähr- und Hemmstoffen für die vorhandene Datenbasis vernachlässigbar waren. Anschließend werden für die Parameter Behandlungstemperatur und Schlammalter/Hydraulische Verweilzeit die Ergebnisse der durchgeführten Klassifizierungen dargestellt:

Faulraumtemperatur

Die Auswertungen beschränkten sich auf den mesophilen Temperaturbereich. Die Gesamtheit der Untersuchungen wurde bei Temperaturen von 33 – 37 °C durchgeführt. Im Mittel bzw. Median betrugen die Reaktortemperaturen 34,5 °C bzw. 35,0 °C. Durch eine Zuordnung der Versuche in Temperaturklassen mit einer Spannweite von 1 °C konnten 37 Versuche in die Klasse 33 °C, 2 Versuche in die Klasse 34 °C, 47 Versuche in die Klasse 35 °C, 13 Versuche in die Klasse 36 °C und 5 Versuche in die Klasse 37 °C eingeordnet werden. Für die weiteren Versuche lagen keine konkreten Angaben der Reaktionstemperatur vor. Auf Grund der geringen Klassenbreite und der Temperaturverteilung (83 % aller Versuche wurden bei Temperaturen von 33 – 35 °C durchgeführt) wurde für die weiteren Auswertungen keine Unterscheidung des Temperatureinflusses vorgenommen.

Schlammalter - Hydraulische Verweilzeit

In der Datenbasis wurden ausschließlich Versuche berücksichtigt, die mit suspendierter Biomasse im Mischreaktor ohne Schlammrückführung betrieben wurden. Unter diesen Bedingungen entspricht das Schlammalter der hydraulischen Verweilzeit. Im weiteren Text wurde die für diese Verfahrensführungen gebräuchliche Unterscheidung nach der hydraulischen Verweilzeit übernommen.

Die bei den Untersuchungen aufgetretenen hydraulischen Verweilzeiten variierten zwischen 1,5 d und 37 d. Im Mittel bzw. Median wurden die Versuchsreaktoren bei hydraulischen Verweilzeiten von 14,3 d bzw. 12,0 d betrieben. Tabelle 68 gibt einen Überblick der Klassenverteilungen der bei den Versuchen zur anaeroben Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm eingestellten hydraulischen Verweilzeiten.

Tabelle 68: Klassenverteilungen der hydraulischen Verweilzeit bei den Versuchen zur anaeroben Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite ± 2 d

HRT	Anzahl	HRT	Anzahl
[d]	[-]	[d]	[-]
4	9	24	13
8	19	28	0
12	28	32	1
16	4	36	3
20	29		

Für die Auswertungen der hydraulischen Verweilzeit wurden 9 Klassen mit einer Klassenbreite von 4 d festgelegt. Die Untersuchungen wurden bevorzugt in den hydraulischen Verweilzeitklassen von 8 d, 12 d, 20 d und 24 d durchgeführt. Andere Verweilzeitklassen waren weniger stark besetzt.

7.2.4 Klassifizierung der Überschussschlammcharakteristik

Die Eigenschaften von Überschussschlämmen werden von der Abwasserzusammensetzung, der Verfahrensführung und den Betriebseinstellungen der Abwasserbehandlung bestimmt. Eine unabhängige Klassifizierung von Überschussschlämmen nach diesen Kriterien ist nur bei vergleichbarer Abwasserzusammensetzung mit einem rechnerischen Nachweis der CSB- und der AFS-Eliminationsleistungen der mechanischen Vorbehandlung sowie der infolge des realisierten Schlammalters (aerob bzw. gesamt) aufgetretenen spezifischen Überschussschlammproduktion möglich. In Kapitel 3 wurden Überschussschlämme aus kommunalen Verhältnissen mit Hilfe theoretischer Grundlagen (ATV-DVWK A 131, 2000) unter Berücksichtigung dieser Aspekte unterschieden.

Auf Grund fehlender Detailinformationen konnten die in den Versuchsreihen genutzten Überschussschlämme nicht in der beabsichtigten Weise einordnet werden. In der vorhandenen Datenbasis existierten lediglich vereinzelt Angaben zur Verfahrensführung der Abwasserbehandlung, zum Gesamtschlammalter der Überschussschlämme und der betrieblich vorhandenen Raum- bzw. Schlammbelastungen der biologischen Abwasserbehandlung.

Alternativ spiegelt sich die Überschussschlammcharakteristik in dessen anaeroben Abbauverhalten wider. Wesentliche Kenngrößen sind der GV-Abbau und der zufuhrspezifische Biogasanfall. Vorteil dieser Betrachtungsweise stellt der direkte Bezug zur anaeroben Schlammstabilisierung dar. Im Gegensatz zu den bisher diskutierten Einflussfaktoren war zu beachten, dass sich die Auswirkungen der Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung mit den Eigenschaften der Überschussschlämme überlagern. Wie bereits dargestellt wurde, konnte für die vorhandene Datenbasis die hydraulische Verweilzeit als wesentliches Kriterium der Klassifizierung der Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung bestimmt werden (Tabelle 68). Daher waren für die Überschussschlämme die Ergebnisse der anaeroben Schlammstabilisierung (u.a. GV-Abbau, zufuhrspezifischer Biogasanfall) in Klassen der hydraulischen Verweilzeit einzuordnen. Gemäß Tabelle 68 konzentrierten sich die Versuche im Bereich von 8 – 12 d und 20 – 24 d HRT. Mit diesen Verweilzeitklassen wurden für den GV-Abbau 14 bzw. 26 Versuche sowie für den zufuhr-

spezifischen Biogasanfall 30 bzw. 36 Versuche erfasst. Durch eine Verschiebung der hydraulischen Verweilzeitklassen auf 7 – 12 d und 16 – 24 d wurde die auswertbare Datenbasis für den GV-Abbau auf 18 bzw. 30 Versuche sowie für den zufuhrspezifischen Biogasanfall auf 43 bzw. 40 Versuche erhöht.

Tabelle 69 gibt einen Überblick der für die Referenzreaktoren der Versuchsreihen durchgeführten Klassifizierung nach der hydraulischen Verweilzeit und dem GV-Abbau bzw. dem zufuhrspezifischen Biogasanfall.

Tabelle 69: Klassenverteilung GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischer Biogasanfall der Referenzversuche zur anaeroben Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite GV-Abbau $\pm 2,5$ %; Klassenbreite zufuhrspezifischer Biogasanfall ± 25 l/kgGV_{zu}

GV-Abbau	HRT		Biogas	HRT	
	7 – 12 d	16 – 24 d		7 – 12 d	16 – 24 d
	Anzahl	Anzahl		Anzahl	Anzahl
[%]	[-]	[-]	[l/kg GV _{zu}]	[-]	[-]
10	1	0	100	3	5
15	1	1	150	6	8
20	2	7	200	7	3
25	11	0	250	13	3
30	2	7	300	10	8
35	0	5	350	4	6
40	1	3	400	0	7
45	0	7	450	0	0

Die Klassenbreiten der hydraulischen Verweilzeit wurden mit 7 – 12 d und 16 – 24 d sowie die des GV-Abbaus bzw. des zufuhrspezifischen Biogasanfalls mit $\pm 2,5$ % bzw. ± 25 l/kg GV_{zu} festgelegt.

Die Überschussschlämme in den Versuchen mit einer hydraulischen Verweilzeit von 7 – 12 d waren vorwiegend der Klasse eines Referenz-GV-Abbaugrades von 25 % zuzuordnen. Die anderen Klassen des Referenz-GV-Abbaugrades wurden durch die untersuchten Überschussschlämme deutlich schwächer besetzt. Im Gegensatz dazu konnte bei dieser Verweilzeitklasse für den zufuhrspezifischen Biogasanfall eine homogenere Verteilung der bei den Untersuchungen genutzten Überschussschlammcharakteristiken nachgewiesen werden. Die

verwendeten Überschussschlämme erzeugten in der Mehrzahl der Referenzversuche einen zufuhrspezifischen Biogasanfall zwischen 150 – 300 NI/GV_{Zu}.

Bei den Untersuchungen mit einer hydraulischen Verweilzeit von 16 – 24 d wurde eine größere Homogenität der verwendeten Überschussschlammcharakteristiken nachgewiesen. Die Überschussschlämme repräsentierten in Referenzversuchen weitgehend einen GV-Abbaugrad von 20 – 45 % bzw. einen zufuhrspezifischen Biogasanfall von 100 – 400 NI/kg GV_{Zu}.

7.2.5 Gestaffelte Klassifizierung der Versuchsreihen nach den Einflussfaktoren chemischer Aufschlussgrad, Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung und Überschussschlammcharakteristik

In den vorangegangenen Kapiteln 7.2.2 - 7.2.4 wurde das Spektrum von Einflussfaktoren dargestellt, das zur Bewertung der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration mit anschließender anaerob mesophiler Schlammstabilisierung zu beachten ist. Das gleichzeitige Wirken mehrerer Einflüsse erfordert für die Auswertung der Versuchsdaten eine gestaffelte Klassifizierung jener Faktoren. Ausgehend von der Klassifizierung des Zellaufschlusses wurde dieser mit dem nach der hydraulischen Verweilzeit klassifizierten anaeroben Abbauverhalten der Referenzüberschussschlämme verknüpft. Die Belegungshäufigkeiten der verknüpften Klassen waren so gering (1 – 8 für A_{CSB} bzw. 1 – 4 für CSB_{mf}/CSB_{ges}), dass keine Unterscheidungen hinsichtlich der beabsichtigten Interpretation von Zellaufschluss und Überschussschlammcharakteristik vorgenommen werden konnten.

In der weiteren Auswertung erfolgte für die Versuchsreihen keine Unterscheidung des chemischen Aufschlussgrades A_{CSB} bzw. der CSB_{mf}-Freisetzung. Der Zellaufschluss wurde als freier Parameter zugelassen. Diese Vorgehensweise ermöglichte eine Vergrößerung der auswertbaren Datenbasis, so dass für die untersuchten Desintegrationsverfahren ohne Kenntnis des realen Zellaufschlusses Mittelwerte und Spannweiten der Kennwerte des anaeroben Abbauverhaltens von desintegrierten Überschussschlämmen bestimmt werden konnten.

7.3 Leistungsvermögen der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung

7.3.1 GV-Abbau und Biogasanfall

Abbildung 38 und Abbildung 39 zeigen Auswertungen des mit der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung erreichten

GV- Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls. Bei der Auswertung in Abbildung 38 wurde keine Differenzierung konkreter Einflussfaktoren wie Desintegrationsverfahren, Zellaufschluss, Überschussschlammqualität und Faulzeit vorgenommen. Durch diese Vorgehensweise wird das Gesamtleistungsspektrum des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung verdeutlicht. Dementsprechend können aus Abbildung 38 die Grenzen des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegrierten Überschussschlämmen erreichbaren GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls bestimmt werden.

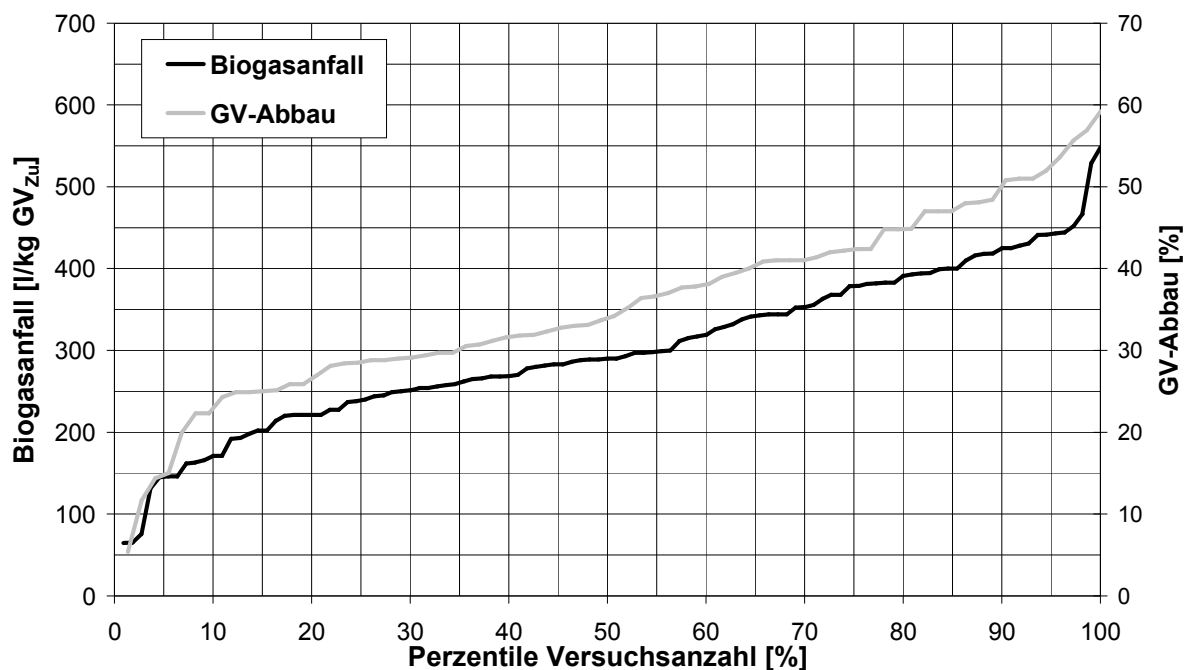


Abbildung 38: Perzentil-Verteilung des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm erreichten GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls

Grundlage der Perzentilverteilung des GV-Abbaus stellen 73 Versuche dar. Im Mittel betrug der GV-Abbau der desintegrierten Überschussschlämme 35,5 % (Median 34,2 %). Die Spannweite der Versuchsergebnisse umfasste 5,4 % bis 59,2 %. Für desintegrierte Überschussschlämme können mit den zu diesem Zeitpunkt vorliegenden Techniken zur Überschussschlamm-desintegration 59,2 % GV-Abbau als oberer Leistungswert abgeleitet werden. Werden als Bezugsgrenzen die 85 % - bzw. 95 % - Perzentile definiert, ergeben sich Abbau-grenzen von 47,0 % bzw. 52,0 % GV-Abbau.

Beim zufuhrspezifischen Biogasanfall war mit 110 Versuchen eine größere Datenbasis verfügbar. Im Mittel betrug der zufuhrspezifische Biogasanfall desintegrierter Überschus-

schlämme 300 NI/kg GV_{Zu} (Median 290 NI/kg GV_{Zu}). Die Spannweite der Versuchsergebnisse variierte zwischen 65 – 548 NI/kg GV_{Zu}. Demnach kann als obere Leistungsgrenze für die untersuchten Desintegrationstechniken ein zufuhrspezifischer Biogasanfall von 548 NI/kg GV_{Zu} festgelegt werden. Innerhalb der Verteilung traten zwei Extremwerte auf. Unter deren Vernachlässigung vermindert sich die obere Leistungsgrenze des zufuhrspezifischen Biogasanfalls auf 467 NI/kg GV_{Zu}. Gemäß der 85 % - bzw. 95 % - Perzentile betragen die Leistungsgrenzen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls aus dem anaerob mesophilen Abbau von desintegriertem Überschussschlamm 400 NI/kg GV_{Zu} bzw. 441 NI/kg GV_{Zu}.

Abbildung 39 fasst für Verfahrenskombinationen mechanischer, nieder- und hochthermischer Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung Ergebnisse des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls zusammen. Innerhalb der Grafik sind für hydraulische Verweilzeitklassen von 7 – 12 d bzw. von 16 – 24 d die Regressionskurven aller Versuchswerte sowie der nach Tabelle 69 klassifizierten Maximal- und Minimalwerte dargestellt.

GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall bei 7 – 12 d hydraulischer Verweilzeit

In der hydraulischen Verweilzeitklasse von 7 – 12 d betrug der GV-Abbau der Referenzüberschussschlämme 12 – 39 %. Dieser konnte durch eine der anaerob mesophilen Stabilisierung vorgeschalteten Desintegration mit sinkendem organischem Abbau der Referenzüberschussschlämme zunehmend beeinflusst werden. Bei einer unteren Grenze des GV-Abbaus der Referenzüberschussschlämme von 12 % umfassten die relativen Verbesserungen im Mittel 165 %. Als zugehörige Spannweite ergab sich für die relative Steigerung des GV-Abbaus ein Bereich von 115 – 295 % (Abbildung 39). Ab einem mittleren GV-Abbau der Referenzüberschussschlämme von 32 % konnte dieser durch eine Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung nicht mehr verändert werden. Auf Grund der geringeren Häufigkeit der Klassenbelegung verschob sich die Spannweite der oberen Grenze des durch die Desintegration beeinflussten GV-Abbaus der Referenzüberschussschlämme auf 35 – 37 %.

Bezüglich des zufuhrspezifischen Biogasanfalls waren analoge Tendenzen festzustellen. Die untersuchten Überschussschlämme erreichten in den Referenzreaktoren eine Biogasproduktion von 145 – 320 NI/kg GV_{Zu}. Mit sinkendem zufuhrspezifischem Biogasanfall der Referenzreaktoren wurde ein verstärkender Einfluss der Verfahrenskombination

Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung beobachtet. Bei einer unteren Grenze des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzüberschussschlämme von 145 NI/kg GV_{Zu} umfassten die Verbesserungen im Mittel 135 %. Aus den klassenspezifischen Minimal- und Maximalwerten ergaben sich zugehörige Steigerungsraten des Biogasanfalls von 127 – 132 %. Die geringere Klassenbelegung der Minimal- und Maximalwerte führte zu einer unterhalb des Mittelwertes liegenden Spannweite. Ab einer mittleren zufuhrspezifischen Biogasproduktion der Referenzüberschussschlämme von 320 NI/kg GV_{Zu} konnte diese durch die Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung nicht mehr verändert werden. Aus den Regressionskurven der Minimal- und Maximalwerte ergab sich für den Einsatz der Desintegration ein oberer Grenzbereich des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzüberschussschlämme von 240 – 600 NI/kg GV_{Zu}, wobei dieser auf Grund der geringen Belegungsdichte der Klassen niedriger zufuhrspezifischer Biogasproduktion überschätzt wurde.

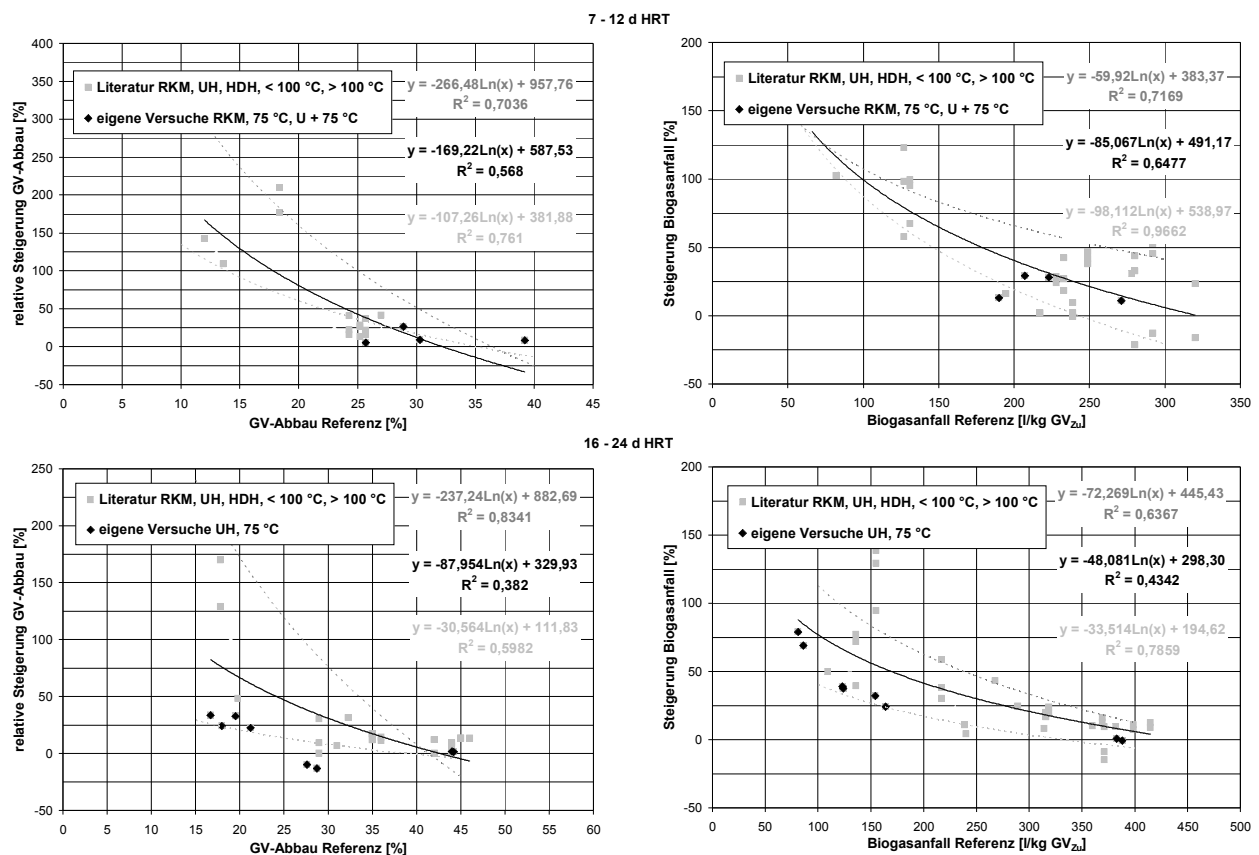


Abbildung 39: Einfluss der Desintegration auf den GV-Abbau und den zufuhrspezifischen Biogasanfall von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik und der Faulzeit

GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall bei 16 – 24 d hydraulischer Verweilzeit

In der hydraulischen Verweilzeitklasse von 16 – 24 d betrug der GV-Abbau der Referenzüberschussschlämme 17 – 46 %. In dieser Verweilzeitklasse war ebenfalls bei vermindertem organischen Abbau der Referenzüberschussschlämme ein wachsender Einfluss der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung zu beobachten. Bei einer unteren Grenze des GV-Abbaus der Referenzüberschussschlämme von 17 % wurde im Mittel eine relative Steigerung von 80 % erreicht. Die zugehörige Schwankungsbreite der Verbesserung des GV-Abbaus der Referenzüberschussschlämme betrug 25 – 200 %. Die große Spannweite war durch die geringe Klassenbelegung der Minimal- und Maximalwerte sowie durch den Einfluss von Extremwerten bedingt. Ab einem mittleren GV-Abbau der Referenzüberschussschlämme ≥ 43 % konnte dieser durch eine der anaerob mesophilen Stabilisierung vorgeschalteten Desintegration nicht mehr verändert werden. Auf Grund der geringen Belegungsdichte der Klassen niedrigen GV-Abbaus sowie des Einflusses aufgetretener Extremwerte verschob sich die Spannweite der oberen Grenze des durch die Desintegration beeinflussten GV-Abbaus der Referenzüberschussschlämme auf 40 – 41 %.

Durch die Auswertungen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls wurden die Ergebnisse des GV-Abbaus bestätigt. Die untersuchten Überschussschlämme erreichten in den Referenzreaktoren eine Biogasproduktion von 80 – 415 Nl/kg GV_{Zu}. Mit sinkendem zufuhrspezifischen Biogasanfall der Referenzüberschussschlämme konnte dieser zunehmend durch die Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung beeinflusst werden. Bei einer unteren Grenze des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzüberschussschlämme von 80 Nl/kg GV_{Zu} betrug dessen mittlere Steigerung 90 %. Auf Grundlage der Ausgleichskurven der Minimal- und Maximalwerte wurde für diesen Bereich eine Spannweite der Biogassteigerung von 48 – 129 % bestimmt. Ab einem mittleren zufuhrspezifischen Biogasanfall der Referenzüberschussschlämme ≥ 495 Nl/kg GV_{Zu} konnte dieser durch eine der anaerob mesophilen Stabilisierung vorgeschalteten Desintegration nicht weiter erhöht werden. Aus den Regressionskurven der Minimal- und Maximalwerte ergab sich für den Einsatz der Desintegration ein oberer Grenzbereich des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzüberschussschlämme von 320 – 475 Nl/kg GV_{Zu}.

7.3.2 Prozesswasserbelastung

7.3.2.1 Randbedingungen der Auswertung zur Prozesswasserbelastung

Für die Beurteilung der Prozesswasserbelastung wurden die bei der Auswertung des anaeroben Abbauverhaltens desintegrierter Überschussschlämme getroffenen Festlegungen übernommen (keine Unterscheidung des Zellaufschlusses, mesophiles Temperaturniveau – Kapitel 7.2.5). Auf Grund der geringen Datenverfügbarkeit ist die Auswertung auf mechanische und niederthermische Desintegrationsverfahren sowie eine Verweilzeitklasse von 16 – 24 d HRT beschränkt.

7.3.2.2 CSB-Prozesswasserbelastung

Abbildung 40 stellt die CSB_{mf} -Belastung von Prozesswässern anaerob mesophil stabilisierter Überschussschlämme dar.

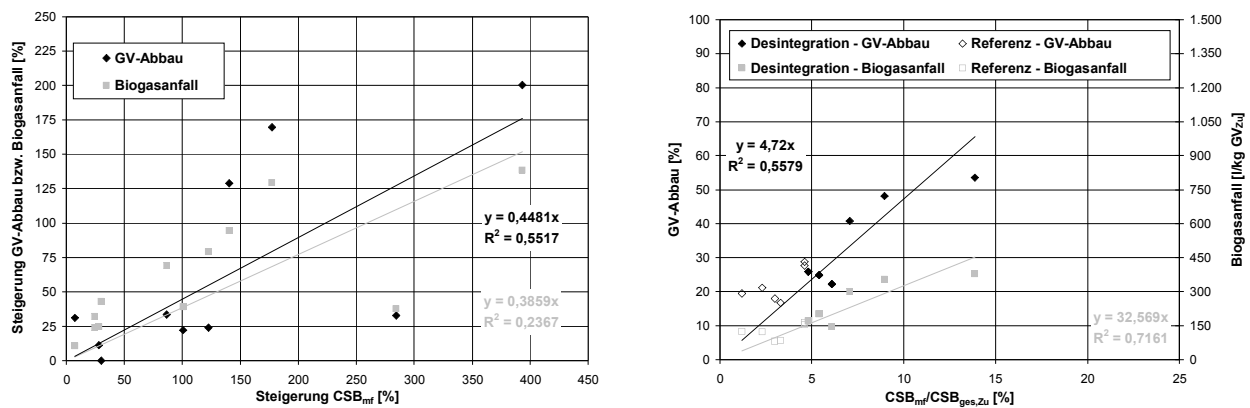


Abbildung 40: CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung infolge anaerob mesophiler Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm

Der linke Teil der Grafik zeigt die Wechselwirkungen zwischen den durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung erreichten relativen Verbesserungen des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls und den relativen Änderungen der CSB_{mf} -Konzentration des Prozesswassers. Mit steigendem Desintegrationseinfluss wurde eine Erhöhung der CSB_{mf} -Konzentration im Prozesswasser nachgewiesen. Die Regressionen aller Messwerte ergaben gegenüber den Steigerungsraten des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls eine Verdopplung des Anstieges der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung. Dieses Ergebnis war durch Extremwerte der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung beeinflusst. Bei Vernachlässigung aufgetretener Extremwerte reduzierte sich das Verhältnis der Steigerungsraten der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung und der Steigerungsraten des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls auf 1,25.

Der rechte Teil in Abbildung 40 stellt für anaerob mesophil stabilisierte Überschussschlämme aufgetretene CSB_{mf} -Prozesswasserbelastungen in Abhängigkeit der Absolutgrößen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls dar. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung als Verhältnis der CSB_{mf} -Prozesswasserfracht und der der anaerob mesophilen Stabilisierung zugeführten CSB -Fracht ausgedrückt wird. Mit zunehmenden GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfall der Überschussschlämme (unaufgeschlossen bzw. desintegriert) ist ein Anstieg der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung verbunden. Dieser kann einerseits aus einer durch den weitergehenden organischen Abbau bedingten Akkumulation inerter CSB_{mf} -Fraktionen resultieren oder andererseits durch eine gegenüber den anderen Phasen der anaeroben Schlammstabilisierung verstärkt ablaufenden Hydrolysereaktion bedingt sein. Nach den Versuchsergebnissen wird der auf den GV-Abbau bzw. auf den zufuhrspezifischen Biogasanfall bezogene Anteil der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung nicht beeinflusst.

7.3.2.3 NH_4 -N-Prozesswasserbelastung

Abbildung 41 stellt die NH_4 -N-Belastung von Prozesswässern anaerob mesophil stabiler Überschussschlämme dar. Der linke Teil der Grafik zeigt die Wechselwirkungen zwischen den durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung erreichten relativen Verbesserungen des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls und den relativen Änderungen der NH_4 -N-Prozesswasserkonzentration. Mit steigendem Desintegrationseinfluss wurde eine Erhöhung der NH_4 -N-Konzentration im Prozesswasser nachgewiesen. Relative Änderungen der NH_4 -N-Prozesswasserbelastung wurden zu 96 % bzw. 85 % als relative Änderungen des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls wiedergefunden.

Der rechte Teil von Abbildung 41 stellt für anaerob mesophil stabilisierte Überschussschlämme aufgetretene NH_4 -N-Prozesswasserbelastungen in Abhängigkeit der Absolutgrößen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls dar. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die NH_4 -N-Prozesswasserbelastung als Verhältnis der NH_4 -N-Prozesswasserfracht und der der anaerob mesophilen Stabilisierung zugeführten TKN_{ges} -Fracht ausgedrückt wird. Mit zunehmenden GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfall der Überschussschlämme (unaufgeschlossen bzw. desintegriert) ist ein Anstieg der NH_4 -N-Prozesswasserbelastung verbunden. Ursache stellt die durch den weitergehenden organischen Abbau bedingte Ammonifikation dar.

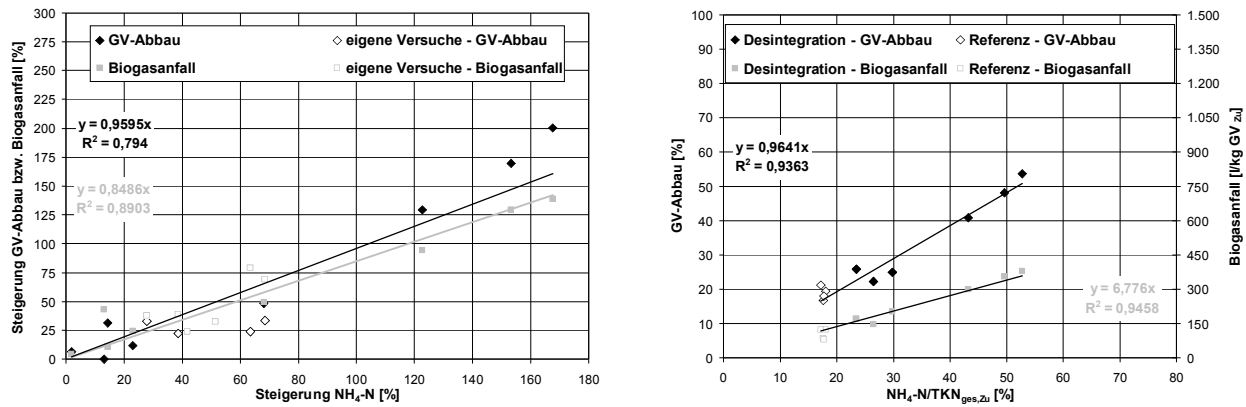


Abbildung 41: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung infolge anaerob mesophiler Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm

Bei der Bewertung von Abbildung 41 ist zu berücksichtigen, dass durch die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messung der organische Abbau nicht vollständig repräsentiert wird. Infolge der unzureichenden Datenbasis konnte keine umfangreichere Charakterisierung beginnender Zersetzungsprozesse auf Basis des TKN_{mf} durchgeführt werden. In eigenen Untersuchungen wurden $\text{NH}_4\text{-N}/\text{TKN}_{\text{mf}}$ -Verhältnisse in Prozesswässern anaerob mesophil stabiler Überschussschlämme von 0,81 – 0,95 bestimmt. Eine Substitution von $\text{NH}_4\text{-N}$ durch TKN_{mf} bewirkt eine Verbesserung der ohnehin hohen Wiederfindungsraten der relativen Änderungen des GV-Abbaus bzw. des zu fuhrspezifischen Biogasanfalls in den relativen Änderungen der TKN_{mf} -Prozesswasserbelastung. Nach den Versuchsergebnissen wird der auf den GV-Abbau bzw. auf den zu fuhrspezifischen Biogasanfall bezogene Anteil der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung durch die Desintegration nicht beeinflusst.

7.3.2.4 $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserbelastung

Abbildung 42 dokumentiert die $P_{\text{ges,mf}}$ -Belastungen von Prozesswässern anaerob mesophil stabiler Überschussschlämme. Der linke Teil der Grafik zeigt die Wechselwirkungen zwischen den durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung erreichten relativen Verbesserungen des GV-Abbaus bzw. des zu fuhrspezifischen Biogasanfalls und den relativen Änderungen der $P_{\text{ges,mf}}$ -Prozesswasserkonzentration. Für die betrachteten Parameter konnte kein Zusammenhang ermittelt werden.

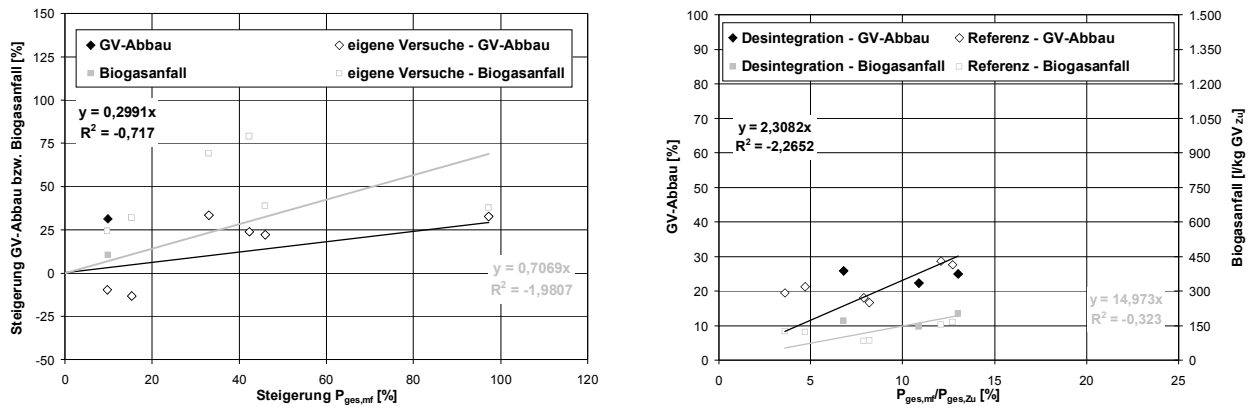


Abbildung 42: $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung infolge anaerob mesophiler Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm

Der rechte Teil in Abbildung 42 stellt für anaerob mesophil stabilisierte Überschussschlämme aufgetretene $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastungen in Abhängigkeit der Absolutgrößen des GV-Abbaus und des zufruherspezifischen Biogasanfalls dar. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung als Verhältnis der $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserfracht und der der anaerob mesophilen Stabilisierung zugeführten P_{ges} -Fracht ausgedrückt wird. Für die aufgeführten Parameter war ebenfalls kein Zusammenhang nachweisbar. Durch folgende Faktoren wurden die Auswertungen erschwert:

- Überlagerung der Phosphat-Freisetzung aus dem anaerob mesophilen Abbau von Überschussschlämmen mit der infolge der biologischen Phosphat-Elimination unter anaeroben Milieubedingungen auftretenden Phosphat-Ausschüttung von Überschussschlämmen
- Fixierung unterschiedlicher Phosphat-Frachtanteile in Überschussschlämmen (Inkorporation, Phosphatfällung, biologische Phosphatelimination) und
- Refixierung anaerob freigesetzter Phosphate durch Fällungsreaktionen (Fe, Al, MAP).

Die Einschätzung der aus einer anaerob mesophilen Stabilisierung unbehandelter bzw. desintegrierter Überschussschlämme resultierenden $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung erfordert eine Erweiterung der gestaffelten Klassifizierung der Datenbasis um die Einflüsse der P-Inkorporation, der biologischen Phosphatelimination, der Phosphatfällung und der Phosphat-Refixierung. Für die vorliegende Datenbasis konnte keine diesbezügliche Unterscheidung vorgenommen werden.

7.3.3 Entwässerungsverhalten

Neben dem GV-Abbau, dem zufuhrspezifischen Biogasanfall und der Prozesswasserbelastung stellt das Entwässerungsverhalten einen wesentlichen Faktor zur Beurteilung anaerob mesophil stabilisierter Überschussschlämme dar. Für diesen Parameter wurden ebenfalls vergleichende Untersuchungen für die Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung und die anaerob mesophile Stabilisierung von unbehandeltem Überschussschlamm vorgenommen. Von der Vielzahl für Klärschlämme vorhandener Entwässerungskennwerte werden für die Beurteilung des Entwässerungsverhaltens überwiegend der unter technischen Bedingungen und im Labormaßstab ermittelte Trockensubstanzgehalt, der thermo-gravimetrische Trockenrückstand (Kopp, 2001), der Filtrationstest, der Zentrifugenindex, die Viskositätsbestimmung und das Wasserabgabevermögen genutzt. Von den aufgeführten Kriterien liefert nur der im technischen Entwässerungsversuch ermittelte Trockensubstanzgehalt einen vergleichbaren Kennwert, wobei auch hier zusätzliche Einflussfaktoren wie die Änderung technischer Parameter am Entwässerungsaggregat sowie Art und Menge des verwendeten Konditionierungsmittels zu berücksichtigen sind. Darüber hinaus weisen Untersuchungen von Kopp (2009) den thermo-gravimetrischen Trockenrückstand, den Filtrationstest, den Zentrifugenindex und die Viskositätsbestimmung als repräsentative Prognosegrößen für in der Praxis erreichbare Entwässerungsleistungen aus. Für die betrachtete Datenbasis waren diese Entwässerungskennwerte infolge der überwiegend im Labor- und halbtechnischen Maßstab durchgeführten Versuche nicht verfügbar. Im Weiteren wird das Entwässerungsverhalten anaerob mesophil stabilisierter Überschussschlämme ausschließlich auf Grundlage der CST-Messung (Kapitel 5.3.2) bewertet.

Tabelle 70 fasst Mittelwerte des Wasserabgabevermögens anaerob mesophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlämme zusammen. Die Abweichungen der spezifischen kapillaren Saugzeit der Überschussschlämme resultieren aus dem der Klärschlammcharakteristik bedingten unterschiedlichen anaerob mesophilen Abbauverhalten und den Einflüssen der Desintegration. Gegenüber den Referenzreaktoren wurden sowohl Steigerungen als auch Verminderungen des Wasserabgabevermögens ermittelt. Die größte relative Änderung der spezifischen kapillaren Saugzeit wurde beim mit Ultraschall behandelten Überschussschlamm beobachtet, wobei der Absolutwert im Vergleich zu den anderen Untersuchungen sehr gering ausfiel. Wie bereits unter Kapitel 5.3.2 ausgeführt wurde, erlauben diese Ergebnisse keine Rückschlüsse auf technisch erreichbare Ent-

wässerungsgrade, so dass das Entwässerungsverhalten anaerob mesophil stabiler desintegrierter Überschussschlämme derzeit nicht prognostiziert werden kann.

Tabelle 70: Spezifische kapillare Saugzeit von desintegriertem Überschussschlamm – anaerob mesophile Stabilisierung

Verfahren	Zellaufschluss		Anaerobe Stabilisierung		
	A_{CSB}	$CSB_{mf}/CSB_{ges,Zu}$	HRT	CST	CST-Änderung des Referenzreaktors
	[%]	[%]	[d]	[s/g TR]	[%]
75 °C	26	23,5	12	32	- 13,6
U + 75 °C	24	18,7	12	45	+ 0,6
RKM 0,8 – 1,2 mm	16	8,5	12	45	+ 22,0
FKM 20 mm	3	2,9	12	29	- 15,6
US	5	9,4	24	13	+ 106,6

7.3.4 Auswirkungen der Desintegration auf die Faulzeit

In bisherigen Betrachtungen wurde das Leistungsvermögen der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung unter Beachtung definierter hydraulischer Verweilzeitklassen aufgezeigt. Aus den unter Kapitel 7.3.1 ermittelten Abhängigkeiten zwischen der einer anaerob mesophilen Stabilisierung vorgeschalteten Desintegration und der anaeroben Abbaubarkeit von Überschussschlämmen kann die Möglichkeit einer durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung erreichbaren Verkürzung der hydraulischen Verweilzeit anaerob mesophiler Überschussschlammstabilisierungen abgeleitet werden. Im folgenden Abschnitt werden diesbezügliche Auswertungen der Datenbasis für eine Reduzierung der hydraulischen Verweilzeit von 16 – 24 d auf 7 – 12 d vorgenommen.

Abbildung 43 zeigt die Perzentilverteilungen des anaeroben Abbaus von unbehandelten und desintegrierten Überschussschlämmen für Verweilzeitklassen von 7 – 12 d bzw. 16 – 24 d. Die Verweilzeitklassen waren für den GV-Abbau mit 18 Versuchen (7 – 12 d) bzw. 30 Versuchen (16 – 24 d) sowie für den zufuhrspezifischen Biogasanfall mit 44 Versuchen (7 – 12 d) bzw. 40 Versuchen (16 – 24 d) belegt. Gemäß Kapitel 7.2.5 wurde auch hier der Zellaufschluss als freier Parameter genutzt. Bei der Bewertung der Diagramme ist zu beachten, dass keine unmittelbaren Untersuchungen bezüglich der Wechselwirkungen zwischen Überschussschlamm-desintegration und anaerober Stabilisierungszeit durchgeführt

wurden. Innerhalb der ausgewiesenen Verweilzeitklassen konnte das anaerobe Abbauverhalten unbehandelter und desintegrierter Überschussschlämme anhand von Paralleluntersuchungen bewertet werden. Klassenübergreifend waren in der Datenbasis keine Ergebnisse aus Parallelversuchen vorhanden.

Unter der Voraussetzung, dass bei den Untersuchungen innerhalb der Verweilzeitklassen ein repräsentativer Querschnitt von Überschussschlammcharakteristiken genutzt wurde, kann der Einfluss der Desintegration auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlämmen in Abhängigkeit hydraulischen Verweilzeit unmittelbar abgeleitet werden.

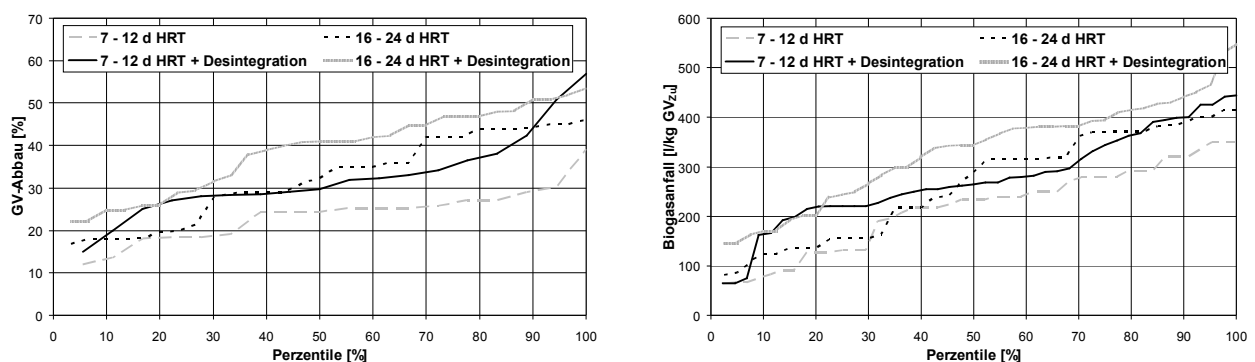


Abbildung 43: Auswirkungen der Desintegration auf den GV-Abbau und Biogasanfall von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der hydraulischen Verweilzeit der anaerob-mesophilen Stabilisierung

Die Ergebnisse der bei einer hydraulischen Verweilzeit von 7 – 12 d anaerob mesophil stabilisierten unbehandelten Überschussschlämme stellen das untere Niveau der Perzentilverteilungen des GV-Abbaus bzw. des zufuhrspezifischen Biogasanfalls dar. Mit Hilfe einer vorgeschalteten Desintegration konnte das anaerobe Abbauverhalten der in dieser Verweilzeitklasse untersuchten Referenzüberschussschlämme gesteigert werden. Das höchste Niveau der Perzentilverteilungen des GV-Abbaus bzw. des zufuhrspezifischen Biogasanfalls wurde für desintegrierte Überschussschlämme der Verweilzeitklasse 16 – 24 d ermittelt. Bei den in dieser Verweilzeitklasse untersuchten Referenzüberschussschlämmen konnte das anaerobe Abbauverhalten ebenfalls durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung gesteigert werden. Zwischen den minimalen und maximalen Perzentilverteilungen wurde ein wechselndes Niveau der Perzentilverteilungen des GV-Abbaus bzw. des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der bei einer hydraulischen Verweilzeit von 7 – 12 d bzw. 16 – 24 d untersuchten desintegrierten bzw. unbehandelten Überschussschlämme beobachtet.

Tabelle 71: Deskriptive Statistik – GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall von unbehandeltem und desintegriertem Überschussschlamm unter Berücksichtigung der hydraulischen Verweilzeit der anaerob mesophilen Stabilisierung

	Min	Max	Mittelwert	Median	Anzahl
GV-Abbau [%]					
7 – 12 d desintegriert	15,0	56,9	32,6	30,8	18
16 – 24 d unbehandelt	16,7	46,0	32,4	33,7	30
Biogas [l/kg GV _{zu}]					
7 – 12 d desintegriert	65	444	276	266	44
16 – 24 d unbehandelt	81	415	265	301	40

Tabelle 71 fasst die deskriptive Statistik des anaeroben Abbauverhaltens desintegrierter Überschussschlämme (7 – 12 d) sowie unbehandelter Überschussschlämme (16 – 24 d) zusammen. Für die untersuchten Verteilungen wurden vergleichbare Kennwerte ermittelt. Ausnahmen stellten der Maximalwert des GV-Abbaus (7 – 12 d) und der Median des zufuhrspezifischen Biogasanfalls (16 – 24 d) dar.

Bei der bisherigen Interpretation wurde unterstellt, dass für die Untersuchungen ein repräsentativer Querschnitt von Überschussschlammcharakteristiken genutzt wurde. Auf Grundlage des Umfanges der Datenbasis konnte diese Annahme nicht bewiesen werden, so dass die Ergebnisse nur als orientierend einzustufen sind.

Nachfolgend wurde die Datenbasis unter der Voraussetzung einer vergleichbaren Überschussschlammcharakteristik ausgewertet. Wie unter Kapitel 7.2.4 ausgeführt wurde, war es nicht möglich, die untersuchten Überschussschlämme nach der einwohnerspezifischen Überschussschlammproduktion zu klassifizieren. Die in Kapitel 7.3.1 vorgenommene Unterscheidung der Überschussschlämme hinsichtlich ihres GV-Abbaus oder ihrer zufuhrspezifischen Biogasproduktion konnte auf Grund des zusätzlichen Einflusses der hydraulischen Verweilzeit für die Bearbeitung der Problematik nicht angewandt werden.

Analoge Überschussschlammcharakteristiken waren lediglich aus der Herkunft der Überschussschlämme ableitbar. Die Auswertungen setzten eine unveränderte Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung voraus. Nachteil dieser Vorgehensweise stellt die zeitliche Verschiebung der miteinander verglichenen Untersuchungen dar. Bei der Bewertung der Ergebnisse sind die jahreszeitlichen Schwankungen der Überschussschlammproduktion zu beachten, die auf Änderungen der Abwasserzusammensetzung, der Abwassertemperatur

(Kühn, 2000) und des Schlammalters (Kapitel 3.1.3) zurückzuführen sind. Durch diese Schwankungen variiert der anaerobe Abbau von Überschussschlämmen im Jahresgang um $\pm 10 \%$.

Abbildung 44 dokumentiert das bei einer hydraulischen Verweilzeit von 16 – 24 d bzw. 7 – 12 d für unaufgeschlossene bzw. für desintegrierte Überschussschlämme registrierte anaerob mesophile Abbauverhalten.

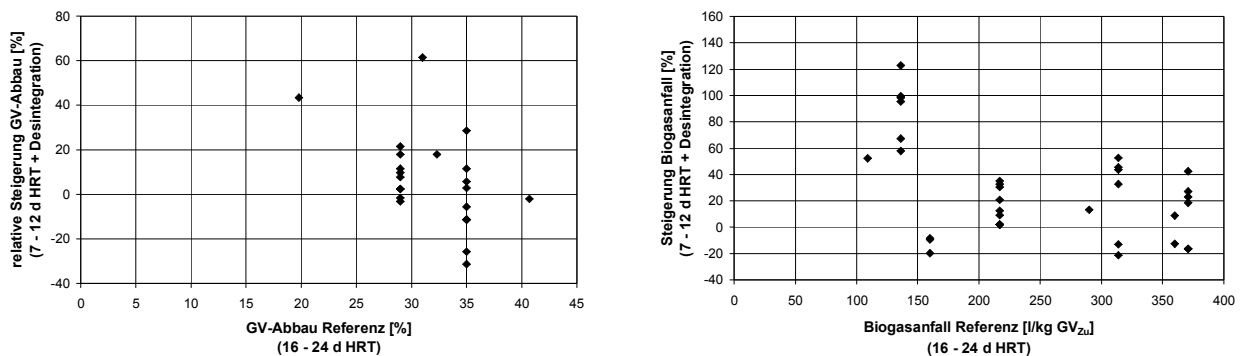


Abbildung 44: Einfluss der Desintegration auf den GV-Abbau und Biogasanfall von Überschussschlamm infolge der Verkürzung der hydraulischen Verweilzeit der anaerob-mesophilen Stabilisierung von 16 – 24 d auf 7 – 12 d

Mit der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung wurden trotz Verweilzeitverkürzung ein tendenziell höherer GV-Abbaugrad bzw. zufuhrspezifischer Biogasanfall als bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von unaufgeschlossenem Überschussschlamm erreicht. Während bei den Auswertungen des GV-Abbaus nur ein kleiner Bereich der Überschussschlammcharakteristik betrachtet werden konnte, wurde bei der Analyse des zufuhrspezifischen Biogasanfalls eine wesentlich größere Spannweite der Überschussschlammcharakteristik erfasst.

Tabelle 72 spiegelt statistische Kennwerte der Untersuchungen aus Abbildung 44 wider. Durch die Kombination von Desintegration + verweilzeitverkürzte anaerob mesophile Stabilisierung konnte das anaerobe Abbauverhalten der Referenzreaktoren in 61 % bzw. in 80 % der Untersuchungen verbessert werden. Für die mit einer verkürzten hydraulischen Verweilzeit stabilisierten desintegrierten Überschussschlämme wurden im Mittel Steigerungsraten des GV-Abbaus bzw. des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzreaktoren von 6,1 % (relativ) bzw. von 32,7 % erreicht.

Tabelle 72: Deskriptive Statistik – relative Änderungen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls von unbehandeltem Überschussschlamm infolge Desintegration und Verweilzeitverkürzung

		Min	Max	Mittelwert	Median	Anzahl
GV-Abbau	[%]	- 31,4	+ 61,3	+ 6,1	+ 2,9	23
Biogas	[%]	- 21,3	+ 150,6	+ 32,7	+ 22,0	44

Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse ist davon auszugehen, dass mit der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung die bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von unaufgeschlossenem Überschussschlamm benötigte hydraulische Verweilzeit von 16 – 24 d auf 7 – 12 d verkürzt werden kann, ohne dass das Stabilisierungsergebnis beeinträchtigt wird.

7.3.5 Einfluss der Desintegration auf die anaerob mesophile Abbaubarkeit im Überschussschlamm gebundener Stoffgruppen

7.3.5.1 Auswirkungen der anaerob mesophilen Abbaubarkeit im Überschussschlamm gebundener Stoffgruppen auf Biogasanfall und -zusammensetzung

Tabelle 73 gibt einen Überblick der stofflichen Zusammensetzung von Biomasse. Im Wesentlichen besteht diese aus den Stoffgruppen Kohlenhydrate (u.a. RNA, DNA), Fette und Eiweiße. Weitere Zellbestandteile bilden Aminosäuren und Nucleotide.

Tabelle 73: Stoffliche Zusammensetzung von Biomasse

Biomasse	Quelle	Kohlenhydrate	Fette	Eiweiße
		Anteil an der organischen Zellsubstanz [%]		
Escherichia coli	Brock and Madigan (1991)	30	9	55
Einzeller	Schlegel (1985)	40	10	50
C ₅ H ₇ O ₂ N	Mc Kinney (1962)	40	10	50
C ₁₀₆ H ₁₈₀ O ₄₅ N ₁₅ P	Roediger et al. (1990)	27	20	53

Nach Tabelle 73 stellen Eiweiße mit 50 – 55 % den größten Anteil der organischen Zellsubstanz dar. Die Mengenverhältnisse der Kohlenhydrat- bzw. Fettzusammensetzung schwanken zwischen 27 – 40 % bzw. 9 – 20 %. Nach Roediger et al. (1990) weisen Überschussschlämme europäischer Abwasserbehandlungsanlagen im Vergleich zu Überschussschlämmen US-amerikanischer Abwasserbehandlungsanlagen einen deutlich geringeren Fettgehalt auf. Höchstwahrscheinlich resultieren diese Unterschiede aus dem überwiegend in den

USA verbreiteten Einsatz von Küchenabfallzerkleinerern und der damit verbundenen veränderten Abwasserzusammensetzung. Gleichzeitig kann davon ausgegangen werden, dass sich der Fettgehalt des Überschussschlammes mit zunehmendem Schlammalter (Vergrößerung der endogenen Wachstumsphase) verringert.

Wie unter Kapitel 5.5.1 dargestellt wurde, resultieren aus dem anaeroben Abbau der Einzelkomponenten Kohlenhydrate, Fette und Eiweiße unterschiedliche Biogasproduktionen und -zusammensetzungen. Daher wird bei der anaeroben Stabilisierung organischer Substrate die Summe des stofflichen Abbaus von Kohlenhydraten, Fetten und Eiweißen durch den Biogasanfall und die zugehörigen CH_4 -Konzentrationen repräsentiert. Tabelle 74 und Tabelle 75 geben einen Überblick des bei den Versuchen ermittelten Zufuhr- und abbauspezifischen Biogasanfalls sowie der CH_4 -Konzentrationen und -frachten der unbehandelten bzw. desintegrierten Überschussschlämme. Bei der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung waren gegenüber den Referenzreaktoren bis auf eine Ausnahme Erhöhungen der CH_4 -Konzentration im Biogas sowie bei allen Versuchen ein Anstieg des Zufuhrspezifischen Biogasanfalls zu beobachten. Für den abbauspezifischen Biogasanfall wurden bei 2 von 4 Versuchen Verbesserungen festgestellt. Gemäß Tabelle 44 weisen Erhöhungen der CH_4 -Konzentration im Biogas auf eine Verschiebung des anaeroben Abbauverhaltens von Stoffgruppengemischen aus Kohlenhydraten, Eiweißen und Fetten zu Gunsten von Eiweißen und Fetten hin. Während bei einem verstärkten Eiweißabbau Verringerungen des abbauspezifischen Biogasanfalls auftreten, führt ein gesteigerter Fettabbau zu einem erhöhten abbauspezifischen Biogasanfall. Gleichzeitig resultieren aus einem verbesserten Eiweiß- bzw. Fettabbau Erhöhungen der abbauspezifischen CH_4 -Fracht, wobei die Einflüsse des Fettabbaus ausgeprägter sind.

Die in Tabelle 75 für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung dargestellten Änderungen der CH_4 -Konzentration und -frachten lassen vermuten, dass durch eine vorgeschaltete Desintegration ein zusätzlicher anaerober Abbau von Eiweiß- und Fettbestandteilen von Überschussschlämmen erreicht wird. Eine eindeutige Tendenz konnte durch die Ergebnisse des abbauspezifischen Biogasanfalls bzw. der abbauspezifischen CH_4 -Fracht nicht bestätigt werden.

Tabelle 74: Zufuhrspezifische Biogasanfälle, CH₄-Konzentrationen bzw. -frachten, Stickstoffverhältnisse N_{ges}/GV_{Zu} sowie NH₄-N-Freisetzungen NH₄-N/N_{ges} anaerob stabilisierter Überschussschlämme (unaufgeschlossen bzw. desintegriert)

Überschuss- schlamm	Versuch	Desintegrationsversuch				Referenzreaktor				Änderung durch Desintegration		
		Biogas- anfall	CH ₄ - Anfall	TKN _{ges} / GV _{Zu}	NH ₄ -N/ TKN _{ges}	Biogas- anfall	CH ₄ - Anfall	TKN _{ges} / GV _{Zu}	NH ₄ -N/ TKN _{ges}	Biogas- anfall	CH ₄ - Anfall	NH ₄ -N/ TKN _{ges}
		[l/kg GV _{Zu}]		[%]		[l/kg GV _{Zu}]		[%]		[%]		
HTVA	75 12 d HRT 35 °C	278	173	8,7	34,1	223	133	8,7	28,8	+ 24,7	+ 30,1	+ 18,4
HTVA	75 + U 12 d HRT 35 °C	289	185	9	40,6	271	173	9	35,5	+ 6,6	+ 6,9	+ 14,4
HTVA	RKM 12 d HRT 35 °C	265	169	9,1	30,8	207	125	9,1	28,3	+ 28,0	+ 35,2	+ 8,8
HTVA	FKM 12 d HRT 35 °C	214	130	8,0	26,7	190	113	8,0	25,2	+ 12,6	+ 15,0	+ 6,0

Tabelle 75: Abbauspezifische Biogasanfälle und CH₄-Konzentrationen bzw. –frachten anaerob stabilisierter Überschussschlämme (unaufgeschlossen bzw. desintegriert)

Überschuss- schlamm	Versuch	Desintegrationsversuch			Referenzreaktor			Änderung durch Desintegration		
		CH ₄	Biogas- anfall	CH ₄ - Anfall	CH ₄	Biogas- anfall	CH ₄ - Anfall	CH ₄	Biogas- anfall	CH ₄ - Anfall
		[%]	[l/kg GV _{Abbau}]		[%]	[l/kg GV _{Abbau}]		[%]		
HTVA	ÜS 75 12 d HRT 35 °C	62,2	760	472	59,5	771	459	+ 4,5	- 1,4	+ 2,8
HTVA	ÜS 75 + U 12 d HRT 35 °C	63,9	682	436	64,0	698	447	- 0,1	- 2,3	- 2,5
HTVA	ÜS RKM 12 d HRT 35 °C	63,8	801	511	60,3	683	411	+ 5,8	+ 17,3	+ 24,3
HTVA	ÜS FKM 12 d HRT 35 °C	60,6	792	480	59,5	739	439	+ 1,8	+ 7,2	+ 9,3

Nach Tabelle 75 war in drei Versuchsreihen ein abbauspezifischer Biogasanfall < 700 l/kg GV-Abbau zu beobachten. Theoretisch wird diese Grenze nur durch den alleinigen Abbau von Eiweißen bzw. Kohlenhydraten erreicht, eine Unterschreitung ist jedoch ausgeschlossen. Die in Tabelle 75 festgestellte Unplausibilität kann durch einen Minderbefund des Biogasanfalls bzw. eine Überschätzungen des GV-Abbaus entstehen. Als Ursachen wurden Messfehler und durch reaktionskinetische Limitierungen der acetogenen bzw. methanogenen Phase bedingte Entkopplungen des GV-Abbaus vom Biogasanfall vermutet. Eine detaillierte Bewertung konnte mit Hilfe der durchgeführten Analytik nicht vorgenommen werden.

7.3.5.2 Ermittlung der Verteilung der beim anaerob mesophilen Abbau von Überschussschlamm beteiligten Stoffgruppen auf Basis des GV-Abbaus, des Biogas- und Methananfalls

Ausgangspunkt stellen die in Tabelle 44 dargestellten Verhältnisse des anaeroben Abbaus von Kohlenhydraten, Fetten und Eiweißen dar. Der gemeinsame Abbau von Kohlenhydraten, Fetten und Eiweißen wird durch Gleichung 24 – Gleichung 26 beschrieben. Durch Lösung dieses Gleichungssystems kann die beim anaeroben Abbau vorliegende Verteilung beteiligter Kohlenhydrate, Fette und Eiweiße berechnet werden (Gleichung 27 – Gleichung 29).

Gleichung 24: GV-Abbau infolge beteiligter Stoffgruppen

$$GV_{Abbau} = Kohlenhydratabbau + Fettabbau + Eiweißabbau \quad [kg]$$

Gleichung 25: Biogasanfall infolge beteiligter Stoffgruppen

$$Biogas = 790 \cdot Kohlenhydratabbau + 1.270 \cdot Fettabbau + 700 \cdot Eiweißabbau \quad [l]$$

Gleichung 26: Methananfall infolge beteiligter Stoffgruppen

$$CH_4 = 400 \cdot Kohlenhydratabbau + 860 \cdot Fettabbau + 500 \cdot Eiweißabbau \quad [l]$$

Gleichung 27: Kohlenhydratabbau - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall

$$Kohlenhydratabbau = GV_{Abbau} - \frac{Biogas \cdot (CH_4 \cdot 480 - 460) + 171.400 \cdot GV_{Abbau}}{89.400} - \frac{Biogas}{480} + \frac{GV_{Abbau} \cdot 790}{480} - \frac{90 \cdot (Biogas \cdot (CH_4 \cdot 480 - 460) + 171.400 \cdot GV_{Abbau})}{42.912.000} \quad [kg]$$

Gleichung 28: Fettabbau - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall

$$Fettabbau = \frac{Biogas}{480} - \frac{GV_{Abbau} \cdot 790}{480} + \frac{90 \cdot (Biogas \cdot (CH_4 \cdot 480 - 460) + 171.400 \cdot GV_{Abbau})}{42.912.000} \quad [kg]$$

Gleichung 29: Eiweißabbau - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall

$$Eiweißabbau = \frac{Biogas \cdot (CH_4 \cdot 480 - 460) + 171.400 \cdot GV_{Abbau}}{89.400} \quad [kg]$$

Abbildung 45 fasst die auf Grundlage von Gleichung 27 bis Gleichung 29 am anaeroben Abbau von Überschussschlämmen beteiligten Stoffgruppenverteilungen der in Tabelle 74 und Tabelle 75 betrachteten Versuche zusammen.

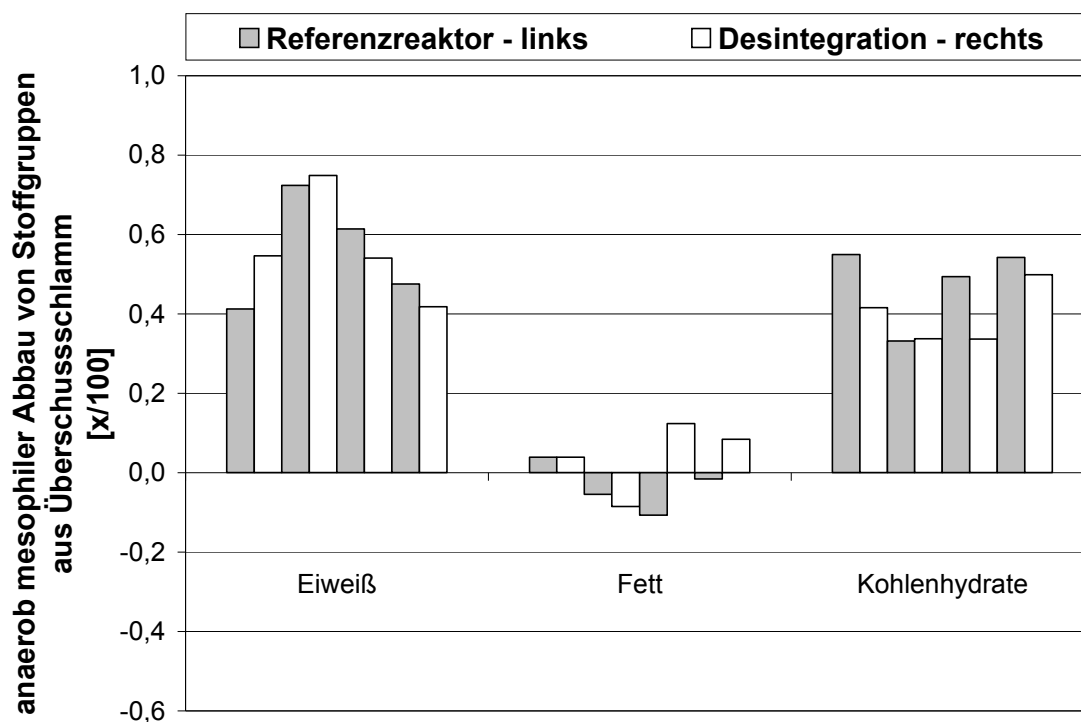


Abbildung 45: Verteilung am anaeroben Abbau von Überschussschlamm beteiligter Stoffgruppen - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall

Der anaerob mesophile Abbau von unbehandelten und desintegrierten Überschussschlamm war überwiegend durch den Umsatz von Kohlenhydraten und Eiweißen geprägt, wobei teilweise große Schwankungen berechnet wurden. Während Kohlenhydrate und Eiweiße im Mittel zu 43,8 % bzw. 55,9 % am anaerob mesophilen Abbau beteiligt waren, umfasste der

Anteil anaerob mesophil abgebauter Fette im Mittel 0,3 %. Die auf Basis der dargestellten Berechnungsmethode ermittelte stoffliche Zusammensetzung des untersuchten Überschussschlammes differierte in Bezug auf den Fettanteil deutlich von der in Tabelle 73 ausgewiesenen Biomassezusammensetzung von Einzellern und Überschussschlamm. In diesem Fall weist das Ergebnis auf einen Minderbefund der am anaerob mesophilen Abbau organischer Substanzen beteiligten Fette hin. Grundlegend wird der niedrige Fettgehalt von Überschussschlamm bestätigt.

Nach Abbildung 45 führt die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung gegenüber der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung teilweise zu einer Verschiebung der am anaerob mesophilen Abbau von Überschussschlamm beteiligten Stoffgruppenverhältnisse. Während beim desintegrierten bzw. unbehandelten Überschussschlamm der am anaerob mesophilen Abbau beteiligte Fettanteil unbeeinflusst blieb, war beim desintegrierten Überschussschlamm gegenüber dem Referenzüberschussschlamm eine leichte Erhöhung bzw. Verminderung der am anaerob mesophilen Abbau beteiligten Eiweiß- bzw. Kohlenhydratfrachten festzustellen.

Insgesamt zeigt die auf Grundlage des GV-Abbaus, des Biogasanfalls und der Methanfracht durchgeführte Ermittlung der am anaerob mesophilen Abbau beteiligten Stoffgruppenverhältnisse ein unausgeglichenes Bild auf. Dies wird umso deutlicher, wenn berücksichtigt wird, dass die Auswertung mit Überschussschlamm gleichen Herkunftsbereiches durchgeführt wurde (Kapitel 5.4.1). Zum einen können Unterschiede der Überschussschlammzusammensetzung und -abbaubarkeit aus dem Kläranlagenbetrieb resultieren (u.a. Jahresgänge des Schlammalters und der Überschussschlammproduktion), andererseits jedoch werden diese auf Grund der identischen Herkunft des Überschussschlammes nicht so ausgeprägt erwartet. Wenn auch die dargestellte Berechnungsmethode auf Grund der Überlagerung mehrerer potenzieller Messfehler keine exakte Bestimmung der stofflichen Zusammensetzung der am anaeroben Abbau beteiligten Stoffgruppen zulässt, so gestattet es diese Vorgehensweise grundlegende Tendenzen des anaerob mesophilen Abbaus von Überschussschlamm aufzuzeigen.

7.3.5.3 Ermittlung der Verteilung der beim anaerob mesophilen Abbau von Überschussschlamm beteiligten Stoffgruppen auf Basis des Eiweiß-Abbaus, des Biogas- und Methananfalls

Durch Modifikation des unter Kapitel 7.3.5.2 dargestellten Ausgangsgleichungssystems (Gleichung 24 bis Gleichung 26) wird eine weitere Möglichkeit der Berechnung am

anaeroben Abbau beteiligter Stoffgruppenverhältnisse eröffnet. Bei der Modifikation wird der GV-Abbau (Gleichung 24) durch den Eiweißabbau (Gleichung 30) ersetzt.

Gleichung 30: Eiweißabbau – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall

$$Eiweißabbau = \frac{GV_{Zu} \cdot \frac{N_{ges}}{GV_{Zu}} \cdot \frac{NH_4 - N}{N_{ges}}}{N_{Eiweiß}} \quad [kg]$$

Gleichung 31: Kohlenhydratabbau – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall

$$Kohlenhydratabbau = \frac{1}{400} \cdot \left(\begin{array}{l} CH_4 - \\ \frac{679.400}{171.400} \cdot \left(CH_4 \cdot \frac{400}{790} \cdot Biogas - \frac{115.000}{700} \cdot \frac{GV_{Zu} \cdot \frac{N_{ges}}{GV_{Zu}} \cdot \frac{NH_4 - N}{N_{ges}}}{N_{Eiweiß}} \right) \\ 500 \cdot \frac{GV_{Zu} \cdot \frac{N_{ges}}{GV_{Zu}} \cdot \frac{NH_4 - N}{N_{ges}}}{N_{Eiweiß}} \end{array} \right) \quad [kg]$$

Gleichung 32: Fettabbau – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall

$$Fettabbau = \frac{790}{171.400} \cdot \left(CH_4 \cdot \frac{400}{790} \cdot Biogas - \frac{115.000}{700} \cdot \frac{GV_{Zu} \cdot \frac{N_{ges}}{GV_{Zu}} \cdot \frac{NH_4 - N}{N_{ges}}}{N_{Eiweiß}} \right) \quad [kg]$$

Vorteil dieser Vorgehensweise besteht in der unmittelbaren Bestimmung des am anaeroben Abbau beteiligten Eiweißanteils. Dieser kann mit Hilfe der ausschließlich im Eiweiß enthaltenen N-Komponenten, des N_{ges} -Anteils der organischen Substanz und der NH_4 -N-Freisetzung, die den anaeroben Abbau widerspiegelt, berechnet werden (Gleichung 30). Während N_{ges}/GV_{Zu} und NH_4 -N direkte Messgrößen darstellen, kann der N-Anteil des

Eiweißes bei der Lösung des Gleichungssystems (Gleichung 25, Gleichung 26 und Gleichung 30) iterativ ermittelt werden. Als Ausgangspunkt der Berechnungen kann ein N-Anteil im Eiweiß von 16 – 19 % (17,4 % bei $C_{106}H_{180}O_{45}N_{15}P$) angenommen werden. Die Lösung dieses Gleichungssystems ergibt die beim anaeroben Abbau vorliegende Verteilung beteiligter Kohlenhydrate, Fette und Eiweiße (Gleichung 30 - Gleichung 32).

Abbildung 46 fasst die auf Grundlage von Gleichung 30 - Gleichung 32 ermittelten Verteilungen der am anaeroben Abbau von Überschussschlamm beteiligten Stoffkomponenten der in Tabelle 74 und Tabelle 75 dargestellten Versuche zusammen. Analog zu den bisherigen Ergebnissen konnte der maßgebliche Einfluss von Kohlenhydraten und Eiweißen am stofflichen Abbau von Überschussschlamm bestätigt werden. Im Mittel setzte sich die abgebaute Substanz zu 43,9 % aus Kohlenhydraten, 45,6 % aus Eiweißen und – 10,5 % aus Fetten zusammen.

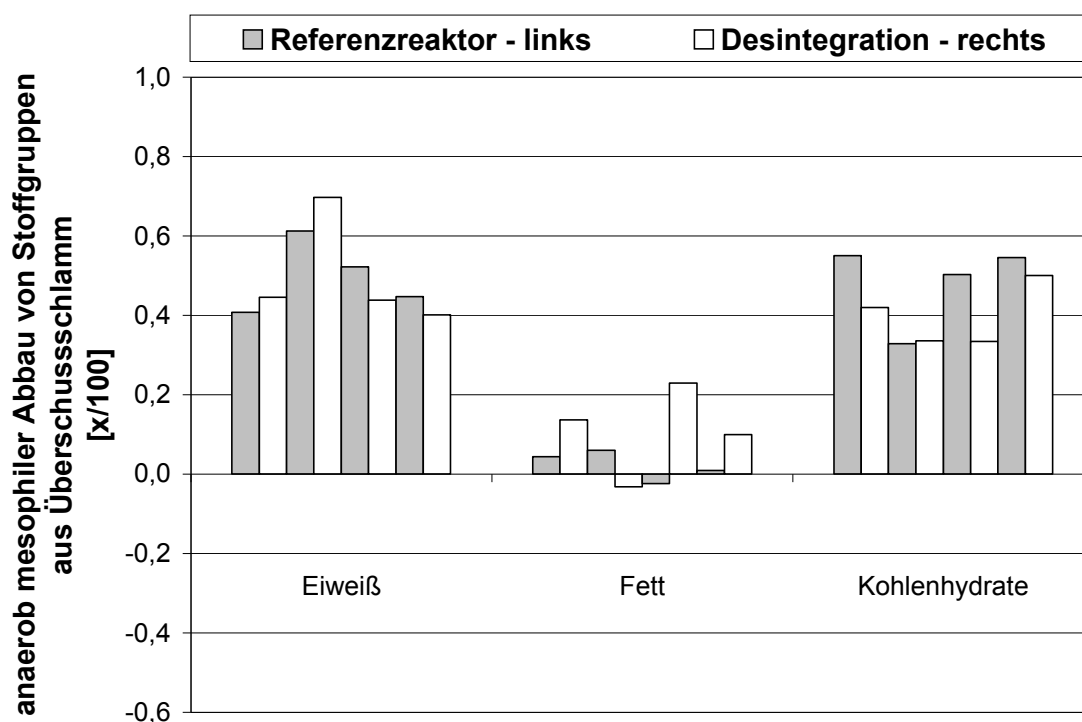


Abbildung 46: Verteilung am anaeroben Abbau von Überschussschlamm beteiligter Stoffgruppen – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall

Auch bei dieser Berechnungsmethode ergaben sich für den desintegrierten anaerob mesophil stabilisierten Überschussschlamm leichte Verschiebungen der am anaerob mesophilen Abbau von unbehandeltem Überschussschlamm beteiligten Stoffgruppenverhältnisse. Für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung wurden

gegenüber dem Referenzreaktor leichte Erhöhungen bzw. Verringerungen der am anaerob mesophilen Abbau beteiligten Eiweiß- und Kohlenhydratfrachten ermittelt. Die am anaerob mesophilen Abbau von unbehandeltem bzw. von desintegriertem Überschussschlamm beteiligten Fette waren unbedeutend.

Die vorgestellte Modifikation der Berechnungsmethode zur Bestimmung der am anaerob mesophilen Abbau organischer Substanzen beteiligten Stoffgruppen bestätigt die unter Kapitel 7.3.5.2 getroffenen Aussagen. Allerdings gelingt es auch mit dieser Methode nicht, die Stoffgruppenverteilung exakt zu ermitteln. Die Unzulänglichkeiten dieser Methode sind auf die Überlagerung mehrerer potenzieller Messfehler zurückzuführen (Kapitel 5.5.2).

Auf Grundlage der mit den Berechnungsmethoden zur Bestimmung der am anaerob mesophilen Abbau organischer Substanzen beteiligten Stoffgruppen erzielten Ergebnisse und der Ergebnisse der CH_4 -Konzentration im Biogas sowie der in Kapitel 7.3.2 ermittelten Zusammenhänge zwischen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Freisetzung und GV-Abbau wird eingeschätzt, dass das anaerob mesophile Abbauverhalten einzelner im Überschussschlamm gebundener Stoffgruppen infolge einer Vorbehandlung durch Desintegrationsverfahren nicht/oder nur unwesentlich verändert wird.

7.4 Prognose des Einflusses der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung auf das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlamm

7.4.1 Grundlagen der Prognose

Mit Hilfe der in den Kapiteln 7.3.1 – 7.3.2 gewonnen Ergebnisse soll in den nachfolgenden Kapiteln 7.4.2 - 7.4.5 ein planerisches Instrument zur Vorhersage des infolge der Anwendung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung auftretenden GV-Abbaus, des Biogasanfalls, der CSB_{mf} sowie der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung entwickelt werden. Ausgangspunkt der Prognose stellt die Charakteristik des genutzten Überschussschlammes dar. Wie unter Kapitel 7.2.4 dargestellt wurde, kann der Überschussschlamm durch das Schlammalter und das anaerob mesophile Abbauverhalten charakterisiert werden. Stehen Ergebnisse zum anaerob mesophilen Abbauverhalten eines Überschussschlammes zur Verfügung, kann der Erwartungsbereich für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung unmittelbar aus Abbildung 39 abgelesen werden. Wenn der Überschussschlamm jedoch allein über das Schlammalter charakterisiert werden kann, müssen für die Prognose die vorn dargestellten Zusammenhänge:

- zwischen Schlammalter und anaerob mesophiler Abbaubarkeit von Überschussschlamm (Kapitel 3.2.2) sowie
- zwischen anaerob mesophiler Abbaubarkeit von Überschussschlamm und der durch eine vorgeschaltete Desintegration bewirkten Veränderung (Kapitel 7.3.1)

berücksichtigt werden.

Auf Grund des fehlenden direkten Bezuges zwischen dem Schlammalter und der anaerob mesophilen Abbaubarkeit von desintegriertem Überschussschlamm sollen diese Abhängigkeiten durch die Verknüpfung beider funktionaler Zusammenhänge in einem Nomogramm dargestellt werden.

Für die Erstellung der Nomogramme mussten die wesentlichen Einflussfaktoren der Überschussschlammproduktion sowie der anaeroben Schlammstabilisierung berücksichtigt und auf typische Parameter festgelegt werden.

Einflussfaktoren der Überschussschlammproduktion

Als hauptsächliche Einflussfaktoren der Überschussschlammproduktion sind die Verfahrensführung der Abwasserbehandlung, das Schlammalter sowie die Abwassertemperatur zu nennen. Innerhalb der Nomogramme wurde die Verfahrensführung der Abwasserbehandlung durch biologische Verfahren mit suspendierter Biomasse in Kombination mit und ohne Vorklärung berücksichtigt. Im Einzelnen wurden folgende Verfahrensführungen der Abwasserbehandlung integriert:

- 0,75 h Vorklärung + BB,
- 1,75 h Vorklärung + BB und
- simultane aerobe Abwasser- und Schlammbehandlung.

Der Geltungsbereich der in Kapitel 7.4.2 – 7.4.5 dargestellten Nomogramme ist auf eine Abwassertemperatur von 15 °C beschränkt. Ausgehend von einer Abwassertemperatur von 15 °C führen Temperaturen von 10 °C bzw. 20 °C zu einer Zunahme bzw. Verminderung des Überschussschlammfalls (ATV-DVWK A 131, 2000). Unter der Voraussetzung eines bei der anaeroben Stabilisierung unveränderten inerten Anteiles der Überschussschlämme bewirken die Änderungen der Abwassertemperatur eine Erhöhung (10 °C) bzw. Verringerung (20 °C) des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen. Infolge der temperaturbedingten Änderung der anaeroben Abbaubarkeit von Überschussschlämmen ist nach

Abbildung 39 bei steigenden Abwassertemperaturen von einem wachsenden Einfluss der Klärschlammdeintegration auszugehen. Sinkende Abwassertemperaturen führen auf Grund der verbesserten anaeroben Abbaubarkeit von Überschussschlämmen zu einer Verminderung der Desintegrationswirkung. Anlage 15 – 16 fasst die auf eine Abwassertemperatur von 10 °C bzw. 20°C korrigierten Nomogramme zusammen.

Das Schlammalter wurde innerhalb des Nomogramms als freier Parameter zugelassen, so dass betriebliche Veränderungen berücksichtigt werden können.

Einflussfaktoren der anaeroben Stabilisierung

Wesentliche Einflussfaktoren der anaeroben Stabilisierung stellen das Temperaturniveau und das anaerobe Schlammalter bzw. die hydraulische Verweilzeit dar. Mit Bezug auf die überwiegend in der Praxis und in den Versuchen als suspendiertes Verfahren ohne Schlammrückführung realisierte anaerobe Schlammstabilisierung kann das anaerobe Schlammalter als hydraulische Verweilzeit ausgedrückt werden. Entsprechend der zur Verfügung stehenden Datenbasis ist der Geltungsbereich der Nomogramme auf anaerob mesophile Stabilisierungen mit einer hydraulischen Verweilzeit von 16 – 24 d HRT begrenzt.

Die Anwendung der Nomogramme wird am Beispiel eines Überschussschlammes aus einer Abwasserbehandlung mit Vorklärung (0,75 h VK + BB) illustriert. Das Schlammalter des Überschussschlammes wurde mit 15 d festgelegt.

7.4.2 Nomogramm zur Ermittlung des GV-Abbaus

Abbildung 47 zeigt den infolge anaerob mesophiler Stabilisierung unbehandelter bzw. desintegrierter Überschussschlämme erwarteten GV-Abbau. Die Anwendung des Nomogramms umfasst folgende Schritte:

1. Festlegung des Schlammalters des Überschussschlammes
2. Ermittlung des Schnittpunktes zwischen horizontaler Verlängerung des Schlammalters und der betrachteten Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung
3. Ermittlung des GV-Abbaus von unbehandeltem Überschussschlamm durch vertikale Verlängerung des unter 2. gewonnenen Schnittpunktes auf die x-Achse
4. Ermittlung des Schnittpunktes aus der vertikalen Verlängerung des unter 2. gewonnenen Schnittpunktes auf die zu betrachtende Kurve der Steigerung des GV-Abbaus

5. Ermittlung der absoluten Steigerung des GV-Abbaus durch horizontale Verlängerung des unter 4. gewonnen Schnittpunktes auf die rechte y-Achse
6. Prognose des GV-Abbaus von desintegriertem Überschussschlamm durch Addition von 3. und 5.

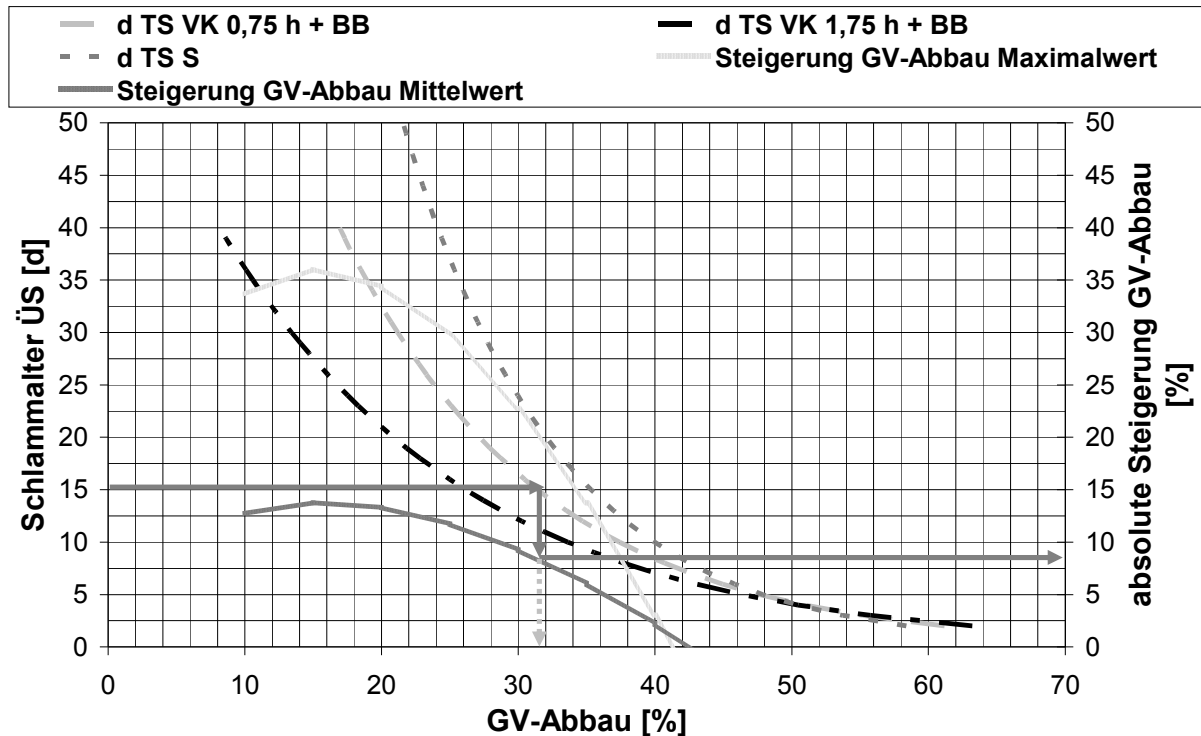


Abbildung 47: Einfluss der Desintegration auf den GV-Abbau von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik

Im dargestellten Beispiel beträgt der bei der anaerob mesophilen Stabilisierung erreichbare GV-Abbau eines unbehandelten Überschussschlammes (0,75 VK + BB; t_{TS} 15 d) ca. 32 %. Durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung kann der GV-Abbau des unbehandelten Überschussschlammes im Mittel absolut um 8 % erhöht werden, so dass für desintegrierten Überschussschlamm ein GV-Abbau von 40 % zu erwarten ist. Unter Berücksichtigung maximaler Desintegrationseinflüsse kann der GV-Abbau des betrachteten Überschussschlammes auf 50 % gesteigert werden (32 % + 18 %).

7.4.3 Nomogramm zur Ermittlung des Biogasanfalls

Abbildung 48 dokumentiert den infolge anaerob mesophiler Stabilisierung unbehandelter bzw. desintegrierter Überschussschlämme erwarteten zufuhrspezifischen Biogasanfall. Die Anwendung des Nomogramms umfasst folgende Schritte:

1. Festlegung des Schlammalters des Überschussschlammes

2. Ermittlung des Schnittpunktes zwischen horizontaler Verlängerung des Schlammalters und der betrachteten Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung
3. Ermittlung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls von unbehandeltem Überschussschlamm durch vertikale Verlängerung des unter 2. gewonnenen Schnittpunktes auf die x-Achse
4. Ermittlung des Schnittpunktes aus der vertikalen Verlängerung des unter 2. gewonnenen Schnittpunktes auf die zu betrachtende Kurve der Steigerung des Biogasanfalls
5. Ermittlung der absoluten Steigerung des zufuhrspezifischen Biogasanfalls durch horizontale Verlängerung des unter 4. gewonnen Schnittpunktes auf die rechte y-Achse
6. Prognose des zufuhrspezifischen Biogasanfalls von desintegriertem Überschussschlamm durch Addition von 3. und 5.

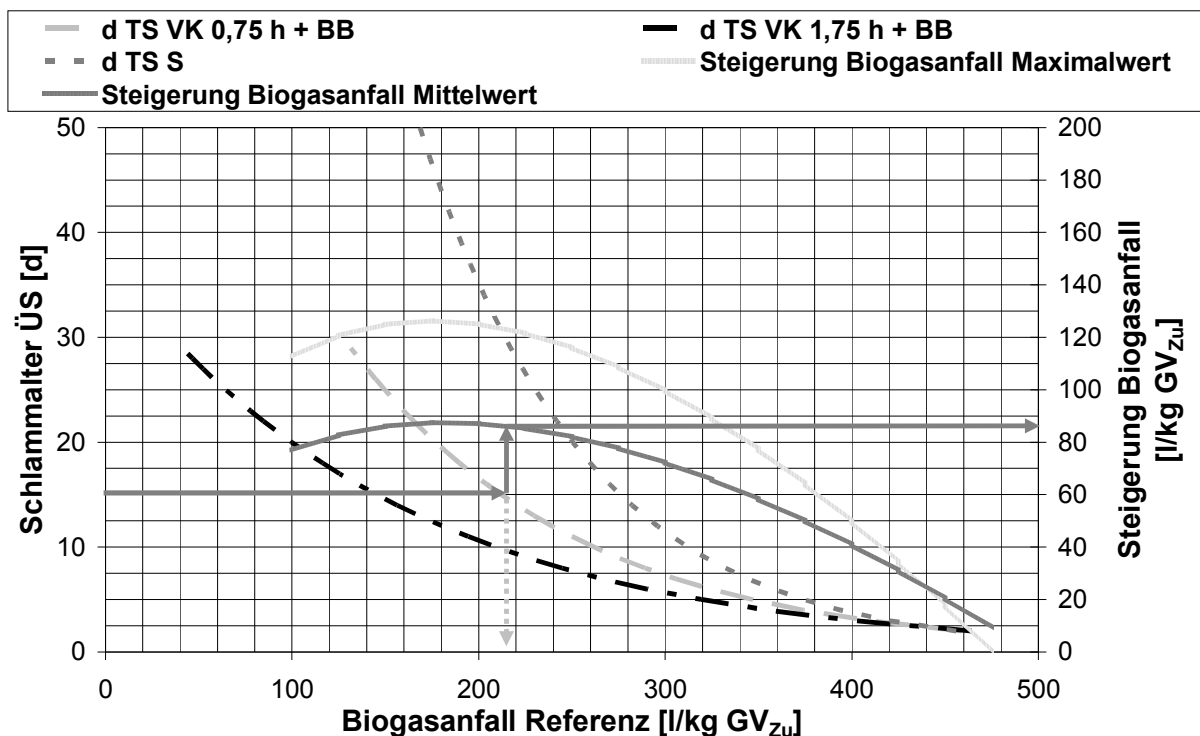


Abbildung 48: Einfluss der Desintegration auf den Biogasanfall von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik

Im demonstrierten Beispiel beträgt der bei der anaerob mesophilen Stabilisierung erreichbare zufuhrspezifische Biogasanfall eines unbehandelten Überschussschlammes ($0,75 \text{ VK} + \text{BB}$;

t_{TS} 15 d) ca. 215 NI/kg GV_{Zu}. Durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung kann der zufuhrspezifische Biogasanfall des unbehandelten Überschussschlammes im Mittel um 85 NI/kg GV_{Zu} erhöht werden, so dass für den desintegrierten Überschussschlamm ein zufuhrspezifischer Biogasanfall von 300 NI/kg GV_{Zu} zu erwarten ist. Unter Berücksichtigung maximaler Desintegrationseinflüsse kann der zufuhrspezifische Biogasanfall des betrachteten Überschussschlammes auf 340 NI/kg GV_{Zu} gesteigert werden (215 NI/kg GV_{Zu} + 125 NI/kg GV_{Zu}).

7.4.4 Nomogramm zur Prognose der CSB-Prozesswasserbelastung

Abbildung 49 veranschaulicht die bei der anaerob mesophilen Stabilisierung unbehandelter bzw. desintegrierter Überschussschlämme auftretende CSB_{mf}-Prozesswasserbelastung. Bezugsgröße der CSB_{mf}-Prozesswasserbelastung stellt die CSB-Zuladung der Abwasserbehandlung dar. Die Anwendung des Nomogramms umfasst folgende Schritte:

1. Festlegung des Schlammalters des Überschussschlammes
2. Ermittlung des Schnittpunktes zwischen horizontaler Verlängerung des Schlammalters und der betrachteten Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung (untere Grafik)
3. Ermittlung des GV-Abbaus von unbehandeltem Überschussschlamm durch vertikale Verlängerung des unter 2. gewonnenen Schnittpunktes auf die x-Achse
4. Ermittlung des Schnittpunktes aus der vertikalen Verlängerung des unter 3. bestimmten GV-Abbaus und der betrachteten Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung (obere Grafik)
5. Ermittlung der CSB_{mf}-Prozesswasserbelastung von unbehandeltem Überschussschlamm durch horizontale Verlängerung des unter 4. gewonnenen Schnittpunktes auf die linke y-Achse
6. Ermittlung des Schnittpunktes aus der vertikalen Verlängerung des unter 4. gewonnenen Schnittpunktes auf die zu betrachtende Kurve der Steigerung des GV-Abbaus
7. Ermittlung der absoluten Steigerung des GV-Abbaus durch horizontale Verlängerung des unter 6. gewonnenen Schnittpunktes auf die rechte y-Achse
8. Ermittlung des GV-Abbau von desintegrierten Überschussschlamm durch Addition von 3. und 7.

9. Prognose des CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung von desintegrierten Überschussschlamm durch Multiplikation von 5. und 8. und Division von 3.

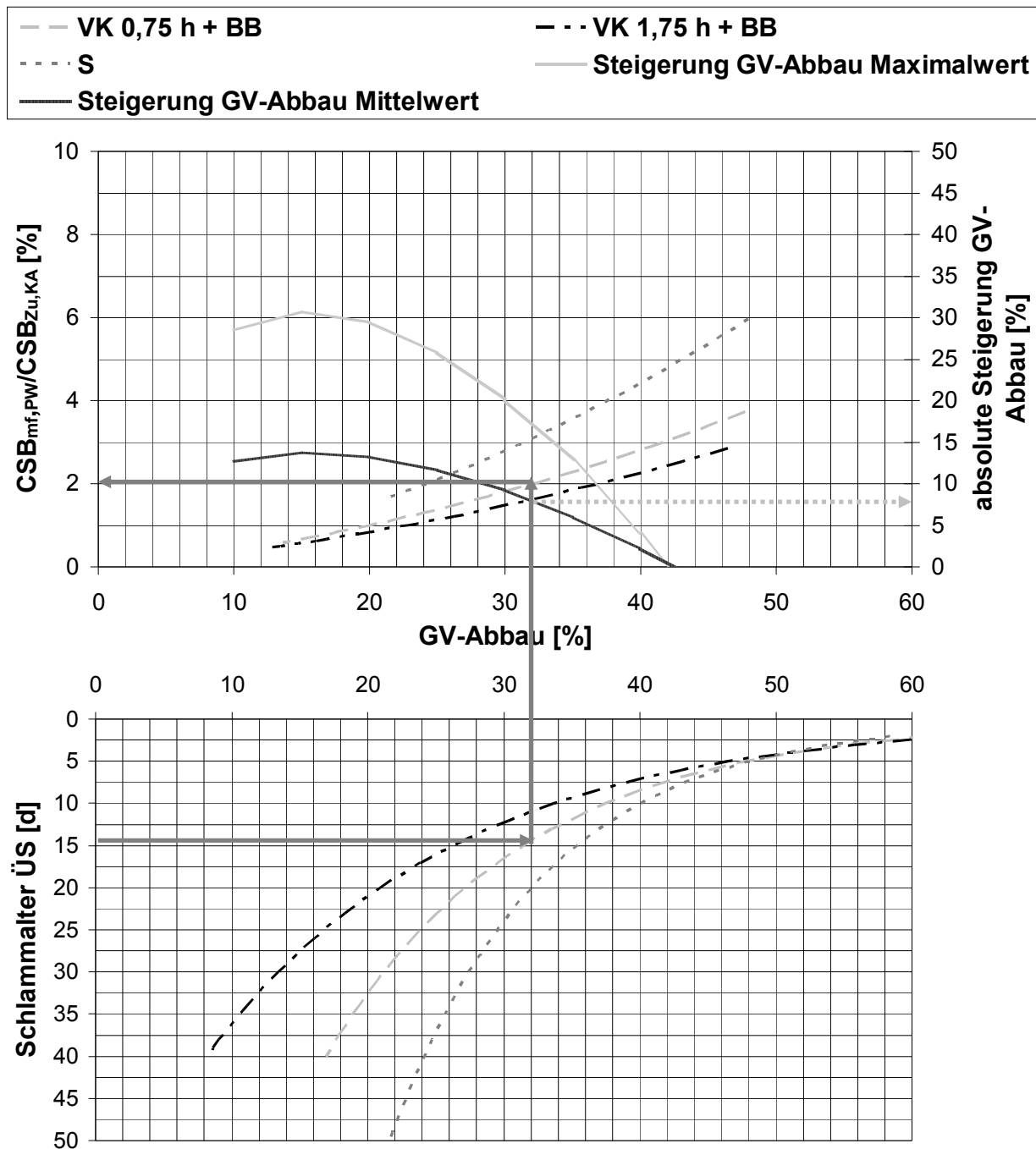


Abbildung 49: CSB -Rückbelastung infolge anaerober Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm

Für unbehandelte Überschussschlämme ist mit steigendem Gesamtschlammalter bei der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung eine Verringerung der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung zu beobachten (Abbildung 49). Zusätzlich wird die CSB_{mf} -Fracht des Prozesswassers mit wachsendem CSB-Eliminationsgrad der mechanischen Vorbehandlung reduziert. Ursachen stellen die mit dem Gesamtschlammalter und dem Wirkungsgrad der mechanischen Abwasserbehandlung verbundenen Abhängigkeiten des Überschussschlammanfalls und seiner anaeroben Abbaubarkeit dar.

Bei Abwasserbehandlungsanlagen mit Vorklärung führt die anaerob mesophile Stabilisierung unbehandelter Überschussschlämme zu CSB_{mf} -Anteilen im Prozesswasser von 0,5 – 4,0 % der CSB-Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage. Eine fehlende Vorklärung erhöht diesen Frachtanteil auf 2,0 – 6,5 %.

Im Beispiel beträgt die aus der anaerob mesophilen Stabilisierung eines unbehandelten Überschussschlammes (0,75 VK + BB; $t_{TS}=15$ d) resultierende CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung ca. 2 % der CSB-Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage. Durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung wird der GV-Abbau von 32,0 % auf 40,0 % erhöht, so dass die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung des unbehandelten Überschussschlammes im Mittel um absolut 0,5 % ansteigt. Demnach ist für den desintegrierten Überschussschlamm eine CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung von 2,5 % der CSB-Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage zu erwarten. Unter Berücksichtigung maximaler Desintegrationseinflüsse (Erhöhung des GV-Abbaus von 32,0 % auf 50,0 %) steigert sich die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung des betrachteten Überschussschlammes auf 3,1 % CSB-Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage.

7.4.5 Nomogramm zur Prognose der NH_4 -N-Prozesswasserbelastung

In Abbildung 50 werden bei der anaerob mesophilen Stabilisierung unbehandelter bzw. desintegrierter Überschussschlämme erwartete NH_4 -N-Prozesswasserbelastungen verdeutlicht. Bezugsgröße der NH_4 -N-Prozesswasserbelastungen stellen die N_{ges} -Zulaufkraften der Abwasserbehandlung dar. Für die Berechnung der in der organischen Biomasse fixierten Stickstoffkraft wurde ein Stickstoffanteil von 9,2 % gewählt (Roediger et al., 1990). Die Anwendung des Nomogramms umfasst folgende Schritte:

1. Festlegung des Schlammalters des Überschussschlammes
2. Ermittlung des Schnittpunktes zwischen horizontaler Verlängerung des Schlammalters und der betrachteten Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung (untere Grafik)

3. Ermittlung des GV-Abbaus von unbehandeltem Überschussschlamm durch vertikale Verlängerung des unter 2. gewonnenen Schnittpunktes auf die x-Achse
4. Ermittlung des Schnittpunktes aus der vertikalen Verlängerung des unter 3. bestimmten GV-Abbaus und der betrachteten Verfahrenstechnik der Abwasserbehandlung (obere Grafik)
5. Ermittlung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung von unbehandeltem Überschussschlamm durch horizontale Verlängerung des unter 4. gewonnenen Schnittpunktes auf die linke y-Achse
6. Ermittlung des Schnittpunktes aus der vertikalen Verlängerung des unter 4. gewonnenen Schnittpunktes auf die zu betrachtende Kurve der Steigerung des GV-Abbaus
7. Ermittlung der absoluten Steigerung des GV-Abbaus durch horizontale Verlängerung des unter 6. gewonnenen Schnittpunktes auf die rechte y-Achse
8. Ermittlung des GV-Abbau von desintegrierten Überschussschlamm durch Addition von 3. und 7.
9. Prognose des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung von desintegrierten Überschussschlamm durch Multiplikation von 5. und 8. und Division von 3.

Für unbehandelte Überschussschlämme ist bei der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung mit steigendem Gesamtschlammalter eine Verringerung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung zu beobachten (Abbildung 50). Zusätzlich wird die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht des Prozesswassers mit wachsendem CSB-Eliminationsgrad der mechanischen Vorbehandlung reduziert. Ursachen stellen die mit dem Gesamtschlammalter und dem Wirkungsgrad der mechanischen Abwasserbehandlung verbundenen Abhängigkeiten des Überschussschlammanfalls und seiner anaeroben Abbaubarkeit dar.

Bei Abwasserbehandlungsanlagen mit Vorklärung führt die anaerob mesophile Stabilisierung unbehandelter Überschussschlämme zu $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteilen im Prozesswasser von 2,0 – 12,0 % der N_{ges} -Zulauf Fracht der Abwasserbehandlungsanlage. Eine fehlende Vorklärung erhöht diesen Frachtanteil auf 6,0 – 19,0 %.

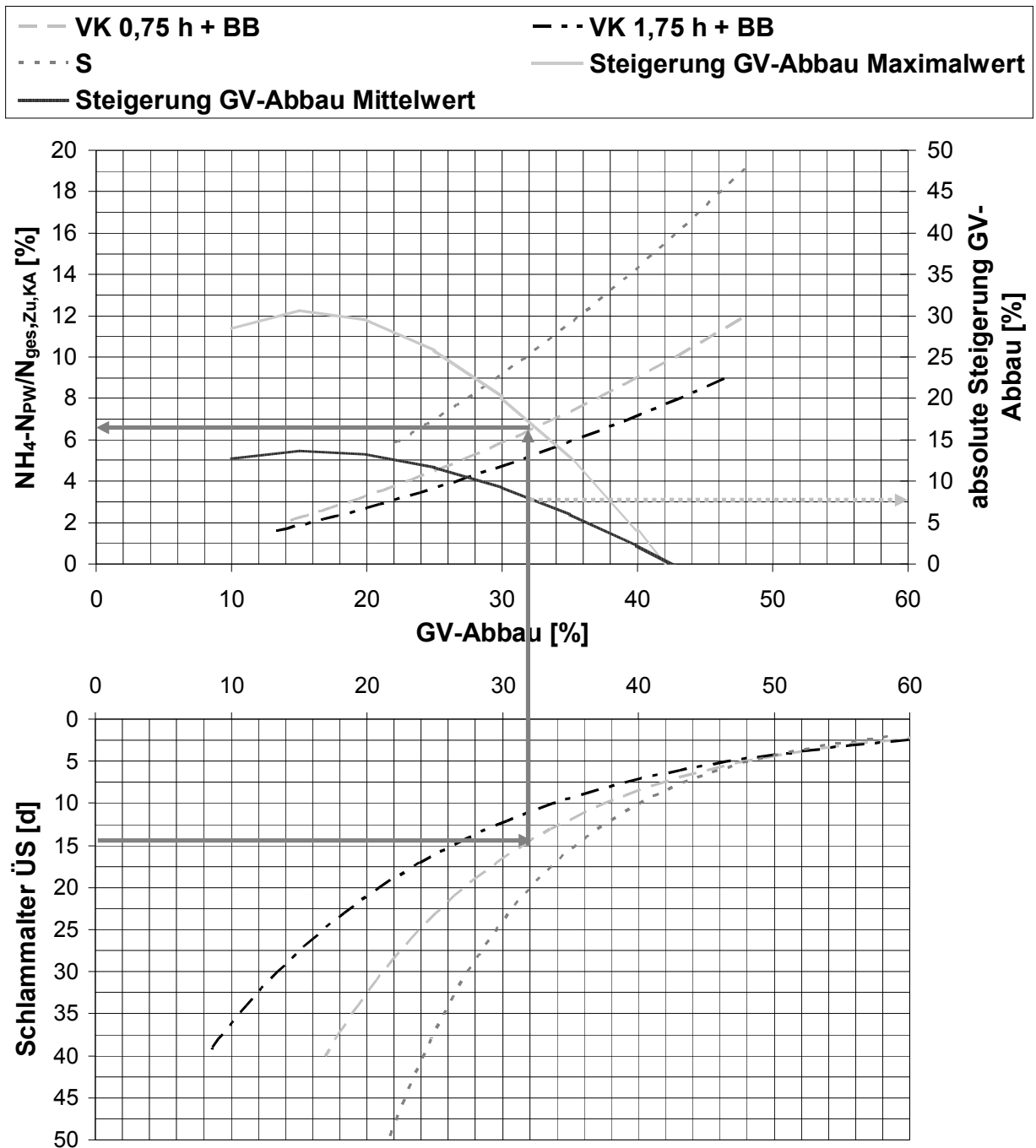


Abbildung 50: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Rückbelastung infolge anaerober Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm

Im dargestellten Beispiel beträgt die aus der anaerob mesophilen Stabilisierung eines unbehandelten Überschussschlammes (0,75 VK + BB; t_{TS} 15 d) resultierende $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung ca. 6,7 % der N_{ges} -Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage. Entsprechend dem durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile

Stabilisierung von 32,0 % auf 40,0 % geänderten GV-Abbau wird die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung des unbehandelten Überschussschlammes im Mittel um absolut 1,7 % erhöht, so dass für den desintegrierten Überschussschlamm eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung von 8,4 % der N_{ges} -Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage zu erwarten ist. Unter Berücksichtigung maximaler Desintegrationseinflüsse (Erhöhung des GV-Abbaus von 32,0 % auf 50,0 %) steigert sich die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung des betrachteten Überschussschlammes auf 10,5 % N_{ges} -Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage.

Unter Berücksichtigung der aus der anaerob mesophilen Stabilisierung von Primärschlamm resultierenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung kann mit den Ergebnissen aus Abbildung 50 eine Prognose der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung gemeinsam anaerob mesophil stabilerter Primär- und Überschussschlämme durchgeführt werden. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung anaerob mesophil stabilerter Primärschlämme basiert auf einer N-Elimination der mechanischen Abwasserbehandlung von $1 \text{ g N}/(\text{EW} \cdot \text{d})$ sowie einer zum GV-Abbau des Primärschlammes korrespondierenden $\text{NH}_4\text{-N}$ -Freisetzung von 60 %. Auf dieser Grundlage ist für anaerob mesophil stabilisierte Primärschlämme eine $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung von 5,5 % der N_{ges} -Zulaufkraft der Abwasserbehandlungsanlage zu erwarten. Folglich kann bei der gemeinsamen anaerob mesophilen Stabilisierung von Primärschlamm und unbehandeltem Überschussschlamm (0,75 h VK bzw. 1,75 h VK; t_{TS} 10 – 15 d) von einer $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung von 12,2 – 13,8 % bzw. 9,5 – 11,2 % der Stickstoffkraft des Kläranlagenzulaufes ausgegangen werden.

7.5 Vergleich von Techniken zur Überschussschlamm-desintegration in Kombination mit der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung

7.5.1 Darstellung der Ausgangssituation

Nachdem in Kapitel 7.3 das grundlegende Potenzial der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung bezüglich der Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen untersucht wurde, wird nachfolgend das Leistungsvermögen einzelner Desintegrationstechniken aufgezeigt und bewertet. Die Informationen der ausgewerteten Datenbank basierten auf Untersuchungen mit Ultraschallhomogenisation, Hochdruckhomogenisation, Rührwerkskugelmühle, Schwingmühle sowie thermischen Behandlungen unter und über 100 °C. Für eine getrennte Verfahrensbewertung waren in der Datenbasis teilweise unzureichende Untersuchungsergebnisse vorhanden, so dass die Desintegrationsverfahren in mechanische, niederthermische und hochthermische Anwendungen zusammengefasst wurden. Innerhalb dieser Kategorien konnten den

mechanischen Verfahren 28, den niederthermischen Verfahren 26 und den hochthermischen Verfahren 56 Untersuchungen zugeordnet werden.

7.5.2 Zellaufschluss untersuchter Desintegrationsverfahren

In Tabelle 76 erfolgt eine Gegenüberstellung ausgewählter Verfahrenstechniken hinsichtlich des in den Versuchen erreichten Zellaufschlusses. Der chemische Aufschlussgrad A_{CSB} konnte nur für die mechanische und niederthermische Desintegration mit Versuchswerten belegt werden. Für die hochthermische Desintegration standen keine Angaben zur Verfügung. Darüber hinaus war die Aussagekraft des niederthermischen Zellaufschlusses durch den geringen Datenumfang stark eingeschränkt. Für die mechanischen Zellaufschlussverfahren konnten 25 Versuche ausgewertet werden. In den Versuchen wurde mit diesen Techniken ein mittlerer chemischer Aufschlussgrad von 14,5 % A_{CSB} erreicht (Spannbreite 3,0 – 31,0 % A_{CSB}).

Tabelle 76: Chemischer Aufschlussgrad (A_{CSB}) und CSB_{mf}/CSB_{ges} von Überschussschlamm – Leistungsspektrum von Desintegrationsverfahren

Verfahren	Min	Max	Mittelwert	Median	Anzahl
A_{CSB} [%]					
RKM, UH, HDH	3,0	31,0	14,5	13,0	25
< 100 °C	24,0	26,0	25,0	25,0	2
CSB_{mf}/CSB_{ges} [%]					
RKM, UH, HDH	2,9	9,4	7,6	9,0	4
< 100 °C	12,6	23,5	15,5	12,8	6
> 100 °C	21,3	55,2	44,7	45,9	18

Beim CSB_{mf}/CSB_{ges} -Verhältnis standen für alle Desintegrationsverfahren Informationen zur Verfügung, wobei der Informationsgehalt für die mechanische Desintegration mit 4 Versuchen und für die niederthermische Desintegration mit 6 Versuchen sehr gering war. Durch die mechanische und niederthermische Desintegration wurden gegenüber der hochthermischen Desintegration mit 7,6 % bzw. 15,5 % deutlich niedrigere CSB_{mf} -Freisetzungen erzielt. Beim hochthermischen Zellaufschluss wurde im Mittel ein CSB_{mf}/CSB_{ges} -Verhältnis von 44,7 % registriert (Spannweite 21,3 – 55,2 %).

Anhand der Ergebnisse aus Tabelle 76 konnte jedoch kein direkter Bezug zwischen eingesetzter Desintegrationstechnik und erreichtem Zellaufschluss abgeleitet werden, da die

Versuche mit unterschiedlichen Schlammqualitäten durchgeführt wurden und detaillierte Angaben zur verfahrenstechnischen Optimierung des durchgeführten Zellaufschlusses fehlten.

7.5.3 GV-Abbau und Biogasanfall

Abbildung 51 bis Abbildung 53 zeigen verschiedene Auswertungen des durch die Kombinationen von Techniken zur Überschussschlammdeintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung erreichten GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls.

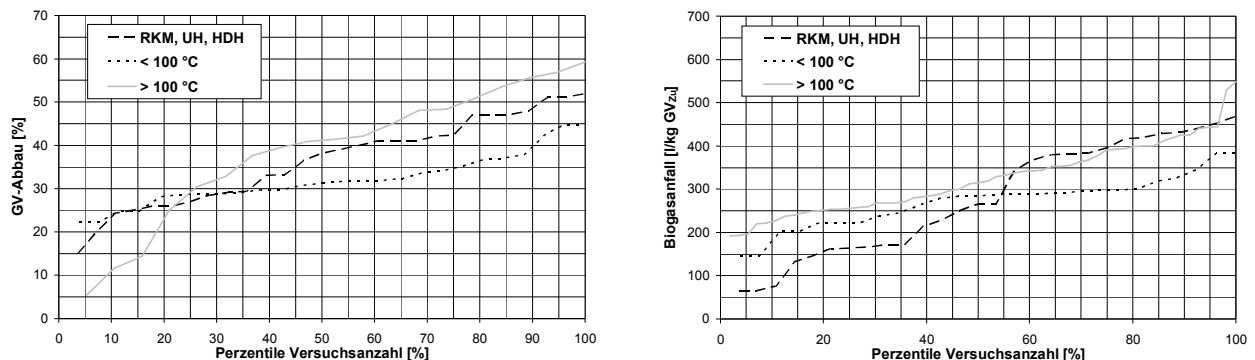


Abbildung 51: Perzentil-Verteilung des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm erreichten GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls – Vergleich von Desintegrationsverfahren

Bei der Auswertung in Abbildung 51 wurde keine Differenzierung konkreter Einflussfaktoren wie Zellaufschluss, Überschussschlammqualität und Faulzeit vorgenommen, so dass durch diese Vorgehensweise das Gesamtleistungsspektrum des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls der betrachteten Verfahrenskombinationen von Überschussschlammdeintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung verdeutlicht wird. Dementsprechend können aus Abbildung 51 für die mechanische, nieder- und hochthermische Desintegration die Grenzen des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegrierten Überschussschlämmen erreichbaren GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls bestimmt werden. Ein Vergleich der Perzentilverteilungen ist auf Grund der fehlenden Klassifizierung maßgebender Einflussfaktoren der Verfahrenkombination Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung nicht zulässig.

Grundlage der Perzentilverteilungen des GV-Abbaus bilden 26 Versuche zur niederthermischen Desintegration, 28 Versuche zur mechanischen Desintegration und 19 Versuche zur hochthermischen Desintegration. Im Mittel variierte der GV-Abbaugrad der anaerob mesophil stabilisierten desintegrierten Überschussschlämme zwischen

- 32,0 % (niederthermische Desintegration),
- 36,4 % (mechanische Desintegration) und
- 38,9 % (hochthermische Desintegration).

Als Maximalwerte des GV-Abbaus wurden für die niederthermische Desintegration 44,8 %, für die mechanische Desintegration 52,0 % und für die hochthermische Desintegration 59,2 % bestimmt. Werden als Bezugsgrenzen die 85 % - bzw. 95 % - Perzentile definiert, ergeben sich GV-Abbaugrenzen von

- 37,2 % bzw. 44,2 % (niederthermische Desintegration)
- 47,0 % bzw. 51,0 % (mechanische Desintegration) und
- 54,2 % bzw. 57,1 % (hochthermische Desintegration).

Die Perzentilverteilungen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls basieren auf 26 Versuchen mit niederthermischer Desintegration, 28 Versuchen mit mechanischer Desintegration und 56 Versuchen mit hochthermischer Desintegration. Für Gesamtheit der Versuchsreihen zur Verfahrenskombination Überschussschlammdesintegration + anaerob mesophile Stabilisierung wurden mittlere zufuhrspezifische Biogasanfälle von

- 271 NI/kg GV_{Zu} (niederthermische Desintegration)
- 280 NI/kg GV_{Zu} (mechanische Desintegration) und
- 324 NI/kg GV_{Zu} (hochthermische Desintegration) bestimmt.

Als obere Leistungsgrenzen ergaben sich zufuhrspezifische Biogasanfälle von 383 NI/kg GV_{Zu} (niederthermische Desintegration), 467 NI/kg GV_{Zu} (mechanische Desintegration) und 548 NI/kg GV_{Zu} (hochthermische Desintegration). Innerhalb der Verteilung der hochthermischen Desintegration traten zwei Extremwerte auf. Durch deren Vernachlässigung reduzierte sich der zugehörige mittlere bzw. maximale zufuhrspezifische Biogasanfall auf 316 NI/kg GV_{Zu} bzw. 444 NI/kg GV_{Zu}. Gemäß der 85 % - bzw. 95 % - Perzentile der gesamten Datenbasis betragen die Leistungsgrenzen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls aus dem anaerob mesophilen Abbau von desintegriertem Überschussschlamm

- 319 NI/kg GV_{Zu} bzw. 373 NI/kg GV_{Zu} (niederthermische Desintegration),
- 428 NI/kg GV_{Zu} bzw. 448 NI/kg GV_{Zu} (mechanische Desintegration) und
- 408 NI/kg GV_{Zu} bzw. 443 NI/kg GV_{Zu} (hochthermische Desintegration).

Nachdem mit den Ergebnissen aus Abbildung 51 das Leistungsbild verschiedener Desintegrationstechniken aufgezeigt war, wurde für nachfolgende vergleichende Untersuchungen die Datenbasis der mechanischen, nieder- und hochthermischen Desintegration gemäß Kapitel 7.2.5 in hydraulische Verweilzeitklassen von 7 – 12 d bzw. 16 – 24 d gruppiert. In Anlehnung an Kapitel 7.2.5 wurde der Zellaufschluss (A_{CSB} , CSB_{mf}/CSB_{ges}) als freier Parameter zugelassen. Abbildung 52 stellt Ergebnisse des anaerob mesophilen Abbaus von desintegrierten Überschussschlämmen für verschiedene Desintegrationstechniken in Abhängigkeit der anaeroben Abbaubarkeit der Referenzschlämme für die hydraulischen Verweilzeitklassen 7 – 12 d HRT und 16 – 24 d HRT dar.

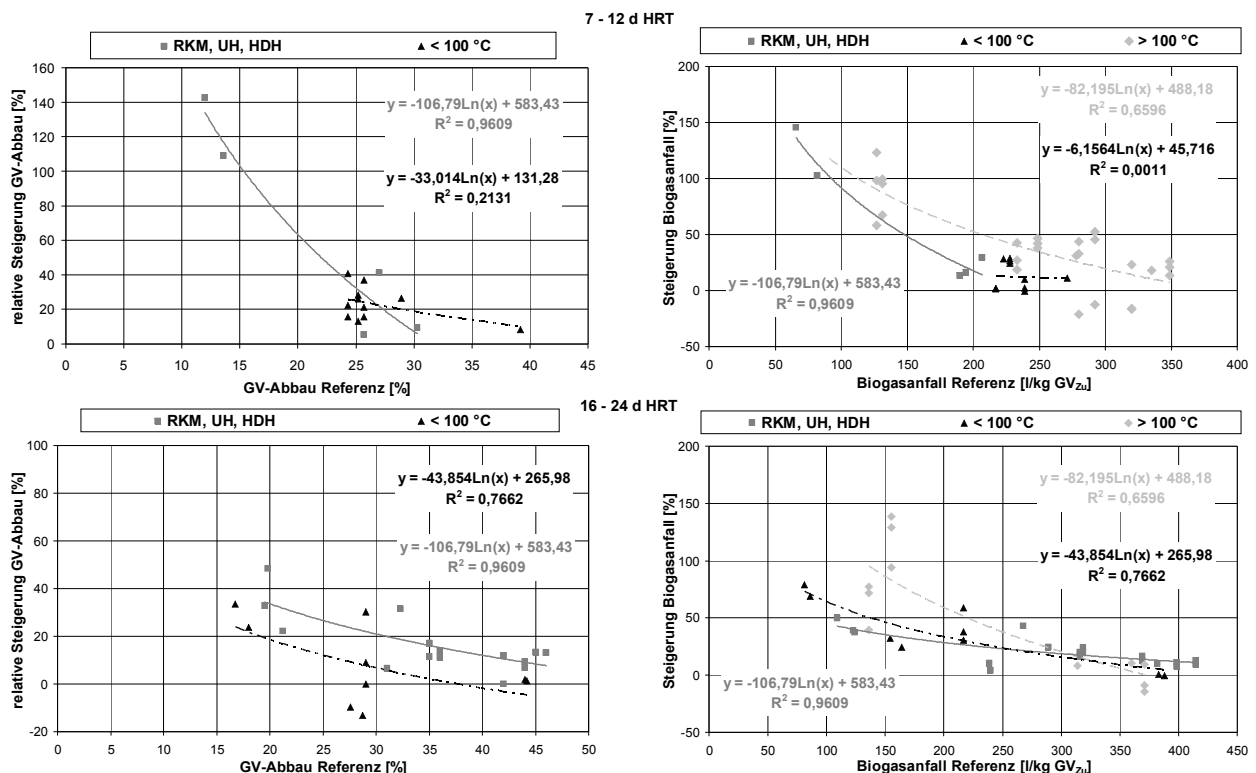


Abbildung 52: Einfluss von Desintegrationsverfahren auf den GV-Abbau und den zufuhrspezifischen Biogasanfall von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik und der Faulzeit

GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall bei 7 – 12 d hydraulischer Verweilzeit

In der Verweilzeitklasse 7 – 12 d HRT (obere Grafik) waren bei vergleichbarem GV-Abbau der Referenzüberschussschlämme (24 – 30 %) sowohl für die mechanische als auch für die niederthermische Desintegration ähnliche Steigerungsraten des GV-Abbaus beobachtet worden. Außerhalb der angegebenen Spannweite des GV-Abbaus der Referenzüberschussschlämme von 24 – 30 % konnte kein Verfahrensvergleich vorgenommen werden.

Auswertungen zum zufuhrspezifischen Biogasanfall bestätigten den Einfluss einer Vorbehandlung durch mechanische bzw. niederthermische Desintegration auf das anaerob mesophile Abbauverhalten von Überschussschlämmen. Für beide Desintegrationstechniken konnte der Biogasanfall der Referenzüberschussschlämme (190 – 270 Nl/kg GV_{Zu}) bis zu 30 % gesteigert werden. Außerhalb der für die Referenzüberschussschlämme angegebenen Spannweite des zufuhrspezifischen Biogasanfalls von 190 – 270 Nl/kg GV_{Zu} konnte die Kombination von mechanischer bzw. niederthermischer Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisation nicht bewertet werden.

Eine wesentlich stärkere Beeinflussung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens der untersuchten Überschussschlämme wurde durch eine Vorbehandlung mit hochthermischer Desintegration bewirkt. Gegenüber der Verfahrenskombination mechanische bzw. niederthermische Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung konnte der zufuhrspezifische Biogasanfall der Referenzüberschussschlämme durch die Vorbehandlung mit einer hochthermischen Desintegration um 30 – 50 % erhöht werden.

GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall bei 16 – 24 d hydraulischer Verweilzeit

In der hydraulischen Verweilzeitklasse von 16 – 24 d HRT wurden für die Verfahrenskombination mechanische Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung gegenüber der Kombination von niederthermischer Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung höhere Steigerungsraten des GV-Abbaus der Referenzreaktoren beobachtet.

Der im GV-Abbau festgestellte Unterschied zwischen den Verfahrenskombinationen mechanische bzw. niederthermische Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung war beim zufuhrspezifischen Biogasanfall nicht nachweisbar. Beide Verfahrenskombinationen führten zu ähnlichen Verbesserungen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls der Referenzreaktoren.

Im Vergleich zu der mechanischen bzw. niederthermischen Desintegration bewirkte der hochthermische Zellaufschluss bei sehr niedrigem zufuhrspezifischen Biogasanfall der Referenzreaktoren größere Steigerungsraten des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen. Mit zunehmendem Biogasanfall der Referenzreaktoren verringerte sich der Unterschied zwischen den Desintegrationstechniken.

Auf Grund der für den GV-Abbau und für den zufuhrspezifischen Biogasanfall durchgeführten Auswertungen können für die Verfahrenskombination mechanische bzw. niederthermische Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung ähnliche Effekte der Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen erwartet werden. Demgegenüber wird das anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlämmen durch die Kombination von hochthermischer Desintegration und anaerob mesophiler Stabilisierung bei niedrigen anaeroben Stabilisierungszeiten (7 – 12 d HRT) sowie bei einem geringen GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfall der Referenzschlämme stärker beeinflusst. Mit zunehmender anaerober Abbaubarkeit der Referenzschlämme verringern sich für alle Desintegrationstechniken die verfahrensspezifischen Einflüsse und die daraus resultierenden Unterschiede des anaerob mesophilen Abbauverhaltens der behandelten Überschussschlämme.

7.5.4 Prozesswasserbelastung

Abbildung 53 zeigt für mechanische, niederthermische und hochthermische Desintegrationsverfahren ermittelte Belastungen von Prozesswässern anaerob mesophil stabiler desintegrierter Überschussschlämme. Die Auswertungen der Prozesswasserbelastung basieren auf den für die Beurteilung des anaeroben Abbauverhaltens desintegrierter Überschussschlämme unter Kapitel 7.2.5 und 7.3.2 festgelegten Randbedingungen (keine Unterscheidung des Zellaufschlusses, mesophiles Temperaturniveau, 16 – 24 d HRT). Die Bewertung des Einflusses von Desintegrationstechniken auf die Prozesswasserbelastung anaerob mesophil stabiler desintegrierter Überschussschlämme setzt ein analoges anaerobes Abbauverhalten der aufgeschlossenen Überschussschlämme voraus. Innerhalb der Datenbasis wurde diese Bedingung nur für mechanische und niederthermische Desintegrationsverfahren erfüllt. Ergebnisse des hochthermischen Zellaufschlusses wurden zwar dargestellt, konnten aber auf Grund fehlender Vergleichsmöglichkeiten nicht eingeschätzt werden.

Die beiden oberen Grafiken in Abbildung 53 stellen Wechselwirkungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens desintegrierter Überschussschlämme und die damit verbundene

CSB_{mf}-Belastung von Prozesswässern dar. Die linke obere Grafik dokumentiert für anaerob mesophil stabilisierte Überschussschlämme die durch die Desintegration bewirkten relativen Änderungen des GV-Abbaus, des zufuhrspezifischen Biogasanfalls und der CSB_{mf}-Prozesswasserbelastung. Mit steigendem Desintegrationseinfluss wurde eine Erhöhung der CSB_{mf}-Konzentration im Prozesswasser nachgewiesen, wobei die Steigerungsraten der CSB_{mf}-Prozesswasserbelastung gegenüber den Steigerungsraten des GV-Abbaus bzw. des zufuhrspezifischen Biogasanfalls um bis zu 100 % erhöht waren. Eine Differenzierung nach den Desintegrationstechniken ergab für die mechanische und niederthermische Desintegration gegenüber dem hochthermischen Zellaufschluss deutlich geringere relative Änderungen der CSB_{mf}-Prozesswasserbelastung.

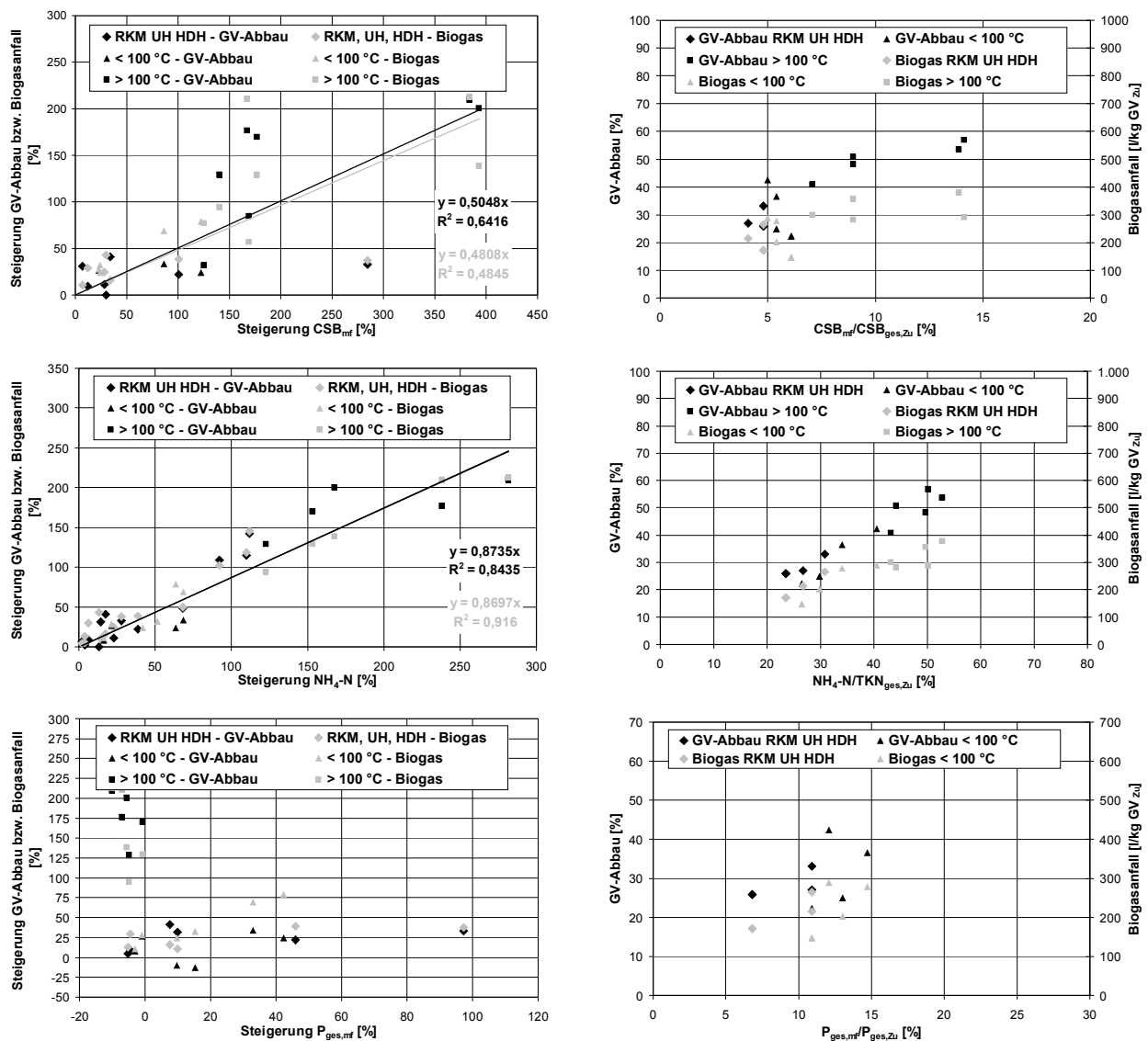


Abbildung 53: Prozesswasserbelastung infolge anaerob mesophiler Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm – Vergleich von Desintegrationsverfahren

Die rechte obere Grafik in Abbildung 53 stellt für anaerob mesophil stabilisierte desintegrierte Überschussschlämme aufgetretene CSB_{mf} -Prozesswasserbelastungen in Abhängigkeit der Absolutgrößen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls dar. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung als Verhältnis der CSB_{mf} -Prozesswasserfracht und der der anaeroben Stabilisierung zugeführten CSB-Fracht ausgedrückt wird. Mit zunehmenden GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfall der desintegrierten Überschussschlämme ist ein Anstieg der CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung verbunden. Bei mechanischen Desintegrationsverfahren erreichte die CSB_{mf} -Belastung des Prozesswassers 4,1 – 4,8 % der Zulauffracht zur anaeroben Stabilisierung. Die zugehörige anaerobe Abbauleistung betrug 25,9 – 33,1 % GV-Abbau bzw. 171 – 265 l/GV_{Zu}. Bei der niederthermischen Desintegration schwankte die CSB_{mf} -Belastung des Prozesswassers zwischen 5,0 – 6,1 % der CSB-Zulauffracht. Der zugehörige GV-Abbau bzw. der zufuhrspezifische Biogasanfall berechneten sich zu 22,3 – 42,4 % bzw. 146 – 289 l/kg GV_{Zu}.

Die beiden mittleren Grafiken in Abbildung 53 dokumentieren Wechselwirkungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens desintegrierter Überschussschlämme und die damit verbundene NH_4 -N-Belastung von Prozesswässern. Die linke mittlere Grafik stellt für anaerob mesophil stabilisierte Überschussschlämme die durch die Desintegration bewirkten relativen Änderungen des GV-Abbaus, des zufuhrspezifischen Biogasanfalls und der NH_4 -N-Prozesswasserbelastung dar. Mit zunehmender Verbesserung des anaeroben Abbauverhaltens der Überschussschlämme war ausnahmslos ein Anstieg der NH_4 -N-Prozesswasserbelastung zu verzeichnen. Bei allen untersuchten Kombinationen von Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung wurde der Grad der relativen Änderung des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls in der relativen Änderung der NH_4 -N-Fracht des Prozesswassers wiedergefunden. Eine Differenzierung nach den Desintegrationstechniken ergab für die mechanische und niederthermische Desintegration gegenüber dem hochthermischen Zellaufschluss deutlich geringere relative Änderungen der NH_4 -N-Prozesswasserbelastungen.

Die rechte mittlere Grafik in Abbildung 53 stellt für anaerob mesophil stabilisierte desintegrierte Überschussschlämme aufgetretene NH_4 -N-Prozesswasserbelastungen in Abhängigkeit der Absolutgrößen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls dar. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die NH_4 -N-Prozesswasserbelastung als Verhältnis der NH_4 -N-Prozesswasserfracht und der der anaeroben Stabilisierung zugeführten

TKN_{ges}-Fracht ausgedrückt wird. Mit zunehmendem GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischem Biogasanfall der desintegrierten Überschussschlämme ist ein Anstieg der NH₄-N-Prozesswasserbelastung verbunden. Für die mechanischen Desintegrationsverfahren variierte die NH₄-N-Belastung des Prozesswassers zwischen 23,5 – 30,8 % der TKN_{ges}-Zulaufkraft zur anaeroben Stabilisierung. Die zugehörigen anaeroben Abbauleistungen betrugen 25,9 – 33,1 % GV-Abbau bzw. 171 – 265 l/GV_{Zu}. Bei der niederthermischen Desintegration schwankte die NH₄-N-Belastung des Prozesswassers zwischen 26,5 – 34,0 % der TKN_{ges}-Zulaufkraft zur anaeroben Stabilisierung. Der zugehörige GV-Abbau bzw. der zufuhrspezifische Biogasanfall berechneten sich zu 22,3 – 36,6 % bzw. 146 – 278 l/kg GV_{Zu}.

Die beiden unteren Grafiken in Abbildung 53 zeigen Wechselwirkungen des anaerob mesophilen Abbauverhaltens desintegrierter Überschussschlämme und die damit verbundene P_{ges,mf}-Belastung von Prozesswässern. Die linke untere Grafik stellt für anaerob mesophil stabilisierte Überschussschlämme die durch die Desintegration bewirkten relativen Änderungen des GV-Abbaus, des zufuhrspezifischen Biogasanfalls und der P_{ges,mf}-Prozesswasserbelastung dar. Für die Mehrzahl der Untersuchungen der mechanischen und niederthermischen Desintegration von Überschussschlämmen wurde ein Anstieg der P_{ges,mf}-Prozesswasserbelastung registriert. Allerdings konnte für die betrachteten Parameter kein Zusammenhang ermittelt werden.

Der rechte Teil der unteren Grafik in Abbildung 53 zeigt für anaerob mesophil stabilisierte desintegrierte Überschussschlämme aufgetretene P_{ges,mf}-Prozesswasserbelastungen in Abhängigkeit der Absolutgrößen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die P_{ges,mf}-Prozesswasserbelastung als Verhältnis der P_{ges,mf}-Prozesswasserfracht und der der anaeroben Stabilisierung zugeführten P_{ges}-Fracht ausgedrückt wird. Änderungen des GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls konnten durch die P_{ges,mf}-Prozesswasserbelastung nicht widerspiegelt werden. Für die mechanischen Desintegrationsverfahren variierte die P_{ges,mf}-Belastung des Prozesswassers zwischen 6,8 – 10,9 % der P_{ges}-Zulaufkraft zur anaeroben Stabilisierung. Die zugehörigen anaeroben Abbauleistungen betrugen 25,9 – 33,1 % GV-Abbau bzw. 171 – 265 l/GV_{Zu}. Bei der niederthermischen Desintegration schwankte die P_{ges,mf}-Belastung des Prozesswassers zwischen 10,9 – 14,7 % der P_{ges}-Zulaufkraft zur anaeroben Stabilisierung. Der zugehörige GV-Abbau bzw. zufuhrspezifische Biogasanfall berechneten sich zu 22,3 – 36,6 % bzw. 146 – 278 l/kg GV_{Zu}.

Auf Grund der vorliegenden Ergebnisse kann bei der Verfahrenskombination mechanische bzw. niederthermische Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung von einer vergleichbaren CSB_{mf} - und NH_4-N -Belastung des Prozesswassers ausgegangen werden. Die nachgewiesenen CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentrationen spiegeln die mit der Verfahrenskombination mechanische bzw. niederthermische Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung verbundene verstärkte Hydrolyseleistung sowie die durch den weitergehenden Abbau bedingte Akkumulation inerter CSB_{mf} -Fraktionen wider. Ebenso kann die NH_4-N -Belastung des Prozesswassers auf die verstärkte Hydrolyseleistung und den weitergehenden organischen Abbau infolge einer mechanischen bzw. niederthermischen Desintegration der Überschussschlämme zurückgeführt werden. Im Gegensatz zur CSB_{mf} - bzw. NH_4-N -Konzentration erlauben die Ergebnisse der $P_{ges,mf}$ -Konzentration keine verfahrensspezifische Bewertung der $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung anaerob mesophil stabiler desintegrierter Überschussschlämme.

7.6 Leistungsvermögen der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob thermophile Schlammstabilisierung

7.6.1 Charakteristik der Datenbasis

Für thermophile Milieubedingungen sind aus der Literatur keine verwertbaren Erkenntnisse zum anaeroben Abbauverhalten desintegrierter Überschussschlämme bekannt, so dass sich die Auswertungen ausschließlich auf die unter Kapitel 6.3.1.2, 6.3.2.2, 6.3.3.2, 6.3.4.2 dargestellten Versuche stützen.

Schlammqualität

Der für die Untersuchungen verwendete Überschussschlamm entstammte der unter Kapitel 5.4.1 beschriebenen halbtechnischen Versuchsanlage. Trotz identischer Herkunft waren Unterschiede in der Schlammqualität zu verzeichnen. Diese waren durch den zeitlichen Versatz der Untersuchungen und das in Versuchsserie 3 verringerte Schlammalter bedingt.

Zellaufschluss

Während der Untersuchungen wurde der Zellaufschluss mit einer

- niederthermischen Desintegration bei 75 °C (Kapitel 6.3.1.1),
- Kombination aus niederthermischer Desintegration bei 75 °C und Unterdruck (Kapitel 6.3.2.1),
- Rührwerkskugelmühle (Kapitel 6.3.3.1) sowie

- mit einer Fliehkraftkugelmühle (Kapitel 6.3.4.1) durchgeführt.

Tabelle 77 zeigt den mit den Desintegrationstechniken erreichten chemischen Aufschlussgrad (A_{CSB}) und die auf die CSB_{ges} -Zulauffracht bezogene CSB_{mf} -Freisetzung der behandelten Überschussschlämme.

Tabelle 77: Chemischer Aufschlussgrad A_{CSB} und $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$ von desintegriertem Überschussschlamm - Desintegration + anaerob thermophile Stabilisierung

Verfahren	Zellaufschluss		Verfahren	Zellaufschluss	
	A_{CSB}	$\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$		A_{CSB}	$\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$
	[%]	[%]		[%]	[%]
75 °C	26	23,5	RKM 0,8 -1,2 mm	16	8,5
U + 75 °C	24	18,7	FKM 20 mm	3	2,9

Die chemischen Aufschlussgrade bzw. die $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$ -Verhältnisse schwankten zwischen 3 – 26 % bzw. 2,9 – 23,5 %. Während beim chemischen Aufschlussgrad das in Kapitel 7.2.2 ausgewiesene Spektrum abgebildet wurde, war der Grad der CSB_{mf} -Freisetzung gegenüber den Angaben in Kapitel 7.2.2 unterrepräsentiert.

Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung

Als Versuchsbedingungen wurden für die anaerobe Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme eine Reaktionstemperatur von 55 °C und eine hydraulische Verweilzeit von 12 d festgelegt.

Weitergehende Informationen zu den Randbedingungen der Versuche wurden unter Kapitel 5.2, 5.4, und Anlage 7, 11 – 13 aufgeführt.

7.6.2 GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 78 fasst die Ergebnisse des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls aus der anaeroben thermophilen Schlammstabilisierung aufgeschlossener Überschussschlämme zusammen. Der GV-Abbau der desintegrierten Überschussschlämme variierte zwischen 34,5 % und 43,0 %. Gegenüber den thermophilen Referenzreaktoren wurden nur geringfügige Änderungen des GV-Abbaus festgestellt. Die Spannweiten der absoluten bzw. relativen Änderungen des GV-Abbaus der thermophilen Referenzreaktoren betrugen - 0,2 % bis +3,9 % bzw. - 0,6 % bis + 10,0 %.

Die Ergebnisse des zufuhrspezifischen Biogasanfalls bestätigten den geringen Einfluss der Desintegrationsverfahren hinsichtlich der Verbesserung des anaerob thermophilen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen. Der zufuhrspezifische Biogasanfall der anaerob thermophil stabilisierten desintegrierten Überschussschlämme variierte zwischen 266 – 322 $\text{Nl/kg GV}_{\text{Zu}}$, wodurch der zufuhrspezifische Biogasanfall der thermophilen Referenzreaktoren absolut bzw. relativ um -3 bis $+3 \text{ l/kg GV}_{\text{Zu}}$ bzw. $-0,9 \%$ bis $+1,0 \%$ verändert werden konnte.

Tabelle 78: Mittelwerte GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall - anaerob thermophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlamm

Verfahren	GV	GV-Änderung des Referenzreaktors		Biogas	Biogasänderung des Referenzreaktors	
	absolut	absolut	relativ	absolut	absolut	relativ
	[%]	[%]	[%]	$[\text{l/kg GV}_{\text{Zu}}]$	$[\text{l/kg GV}_{\text{Zu}}]$	[%]
75 °C	39,2	+ 0,8	+ 2,1	292	+ 3	+ 1,0
U + 75 °C	43,0	+ 3,9	+ 10,0	322	- 3	- 0,9
RKM 0,8 -1,2 mm	38,4	+ 2,1	+ 5,8	307	+ 2	+ 0,7
FKM 20 mm	34,5	- 0,2	- 0,6	266	+ 1	+ 0,4

Auf Grundlage der durchgeführten Auswertungen kann festgestellt werden, dass der Einsatz von Desintegrationsverfahren in Kombination mit einer anaerob thermophilen Schlammstabilisierung keine wesentliche Verbesserung des anaerob thermophilen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen bewirkt.

7.6.3 Prozesswasserbelastung

Tabelle 79 dokumentiert die Prozesswasserzusammensetzung anaerob thermophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlämme. Der im Prozesswasser enthaltene CSB_{mf} -Anteil schwankte zwischen $10,4 - 19,5 \%$ der der anaeroben Schlammstabilisierung zugeführten CSB_{ges} -Fracht. Gegenüber den thermophilen Referenzreaktoren betrugen die Änderungen des CSB_{mf} -Anteiles im Prozesswasser $-3,9 \%$ bis $+12,9 \%$.

Auswertungen zur $\text{NH}_4\text{-N}$ -Prozesswasserbelastung anaerob thermophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlämme ergaben $\text{NH}_4\text{-N}/\text{TKN}_{\text{Zu}}$ -Verhältnisse von $40,2 - 48,9 \%$. Durch die Kombination von Desintegration + anaerob thermophile Überschussschlamm-

stabilisierung wurde die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung des Prozesswassers der thermophilen Referenzreaktoren um + 0,6 % bis + 6,3 % erhöht.

Tabelle 79: Mittelwerte Prozesswasserbelastung – anaerob thermophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlamm

Verfahren	$\text{CSB}_{\text{mf}} /$ $\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$	$\text{NH}_4\text{-N} /$ TKN_{Zu}	$\text{P}_{\text{ges,mf}} /$ $\text{P}_{\text{ges,Zu}}$	Änderung gegenüber Referenz- reaktor		
				CSB_{mf}	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{P}_{\text{ges,mf}}$
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
75 °C	10,4	41,9	15,3	- 3,9	+ 0,6	- 8,0
U + 75 °C	19,5	48,9	19,5	+ 12,9	+ 6,3	+ 10,2
RKM 0,8 -1,2 mm	13,5	42,6	15,6	- 3,1	+ 1,3	- 3,6
FKM 20 mm	16,0	40,2	15,1	+ 2,0	+ 0,9	- 2,6

Der auf die P_{ges} -Zuladung bezogene $\text{P}_{\text{ges,mf}}$ -Anteil des Prozesswassers schwankte für die anaerob thermophil stabilisierten desintegrierten Überschussschlämme zwischen 15,1 – 19,5 %, wobei sich die $\text{P}_{\text{ges,mf}}$ -Konzentrationen der Prozesswassers der thermophilen Referenzreaktoren um – 8,0 % bis + 10,2 % änderten.

Zusammenfassend kann für die untersuchten Desintegrationsverfahren abgeleitet werden, dass durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob thermophile Schlammstabilisierung die Prozesswasserbelastung gegenüber den thermophilen Referenzreaktoren nur unwesentlich beeinflusst wird.

7.6.4 Entwässerungsverhalten

In Tabelle 80 werden die Auswirkungen von Desintegrationsverfahren auf das Entwässerungsverhalten anaerob thermophil stabilisierter Überschussschlämme mit Hilfe der CST-Messung dargestellt. Durch die Desintegration wurde die Wasserabgabe der anaerob thermophil stabilisierten Überschussschlämme der Referenzreaktoren um - 5,1 % bis + 6,0 % verändert. Eine generelle Wertung des Einflusses der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob thermophile Stabilisierung auf das Wasserabgabevermögen bzw. das Entwässerungsverhalten anaerob thermophil stabilisierter Überschussschlämme ist auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Versuchsdaten nicht möglich.

Tabelle 80: Spezifische kapillare Saugzeit von desintegrierten Überschussschlamm – anaerob thermophile Stabilisierung

Verfahren	CST	CST-Änderung des Referenzreaktors
	[s/g TR]	[%]
75 °C	59	- 5,1
U + 75 °C	80	+ 6,0
RKM 0,8 -1,2 mm	67	+ 4,9
FKM 20 mm	55	- 4,3

7.7 Vergleich der anaerob thermophilen Stabilisierung von unbehandeltem Überschussschlamm mit der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm

7.7.1 Charakteristik der Datenbasis

Mit der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung konnte das Abbauverhalten von Überschussschlämmen teilweise verbessert werden. Dagegen wurde für die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob thermophile Schlammstabilisierung keine nennenswerte Veränderung des Abbauverhaltens gegenüber den Referenzschlämmen festgestellt. Auf Grund der vorliegenden Ergebnisse kann vermutet werden, dass der Effekt einer Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung auch durch eine thermophile Betriebsweise der anaeroben Überschussschlammstabilisierung erreicht werden kann. In wiefern diese Einflüsse egalisiert oder übertroffen werden, wird im nachfolgenden Kapitel aufgezeigt. Dazu erfolgt eine Gegenüberstellung der Ergebnisse der anaerob thermophilen Stabilisierung von Überschussschlamm mit denen der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung. Aus der Literatur sind diesbezügliche Vergleiche nicht bekannt, so dass die Auswertung ausschließlich auf Basis der unter Kapitel 6 erzielten Versuchsergebnisse erfolgt.

Schlammqualität

Die in den Untersuchungen verwendeten Überschussschlämme wiesen unterschiedliche Eigenschaften auf und waren dadurch nicht direkt vergleichbar. Einerseits entstammten die bei den Untersuchungen mit einer anaeroben Stabilisierungszeit von 24 d verwendeten Überschussschlämme verschiedenen Kläranlagen (Kapitel 5.4.2 – 5.4.5). Andererseits waren bei den Untersuchungen mit einer anaeroben Stabilisierungszeit von 12 d für den genutzten Über-

schussschlamm trotz identischer Herkunft (Kapitel 5.4.1) Unterschiede in der Schlammqualität zu verzeichnen. Diese resultierten aus dem zeitlichen Versatz der Untersuchungen sowie dem in der Versuchsserie 3 verringerten Schlammalter.

Zellaufschluss

Während der Untersuchungen wurde der Zellaufschluss mit einer

- niederthermischen Desintegration bei 75 °C (Kapitel 6.3.1.1),
- Kombination aus niederthermischer Desintegration bei 75 °C und Unterdruck (Kapitel 6.3.2.1),
- Rührwerkskugelmühle (Kapitel 6.3.3.1),
- Fliehkraftkugelmühle (Kapitel 6.3.4.1) sowie
- mit einem Ultraschallhomogenisator (Kapitel 6.3.5.1) durchgeführt.

Tabelle 81 zeigt die mit den Desintegrationstechniken erreichten chemischen Aufschlussgrade (A_{CSB}) und die auf die CSB_{ges} -Zuladung bezogene CSB_{mf} -Freisetzung der behandelten Überschussschlämme.

Tabelle 81: Chemischer Aufschlussgrad A_{CSB} und $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$ von desintegriertem Überschussschlamm – Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung

12 d HRT			24 d HRT		
Verfahren	Zellaufschluss		Verfahren	Zellaufschluss	
	A_{CSB}	$\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$		A_{CSB}	$\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$
	[%]	[%]		[%]	[%]
75 °C	26	23,5	75 °C		12,6
U + 75 °C	24	18,7	75 °C		12,8
RKM 0,8 -1,2 mm	16	8,5	75 °C		
FKM 20 mm	3	2,9	US	5	9,4

Die chemischen Aufschlussgrade bzw. die $\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{ges,Zu}}$ -Verhältnisse schwankten bei den mit einer anaeroben Stabilisierungszeit von 12 d durchgeführten Untersuchungen zwischen 3 – 26 % bzw. 2,9 – 23,5 %. Bei den Untersuchungen mit einer anaeroben Stabilisierungszeit von 24 d wurde der chemische Aufschlussgrad nur für eine Versuchsreihe bestimmt. Die

CSB_{mf}-Freisetzungen dieser Versuchsreihen betrugen 9,4 – 12,8 % der CSB_{ges}-Zulaufkraft. Während beim chemischen Aufschlussgrad das in Kapitel 7.2.2 ausgewiesene Spektrum abgebildet wurde, war der Grad der CSB_{mf}-Freisetzung gegenüber den Angaben in Kapitel 7.2.2 unterrepräsentiert.

Milieubedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung

Die hydraulische Verweilzeit der anaeroben Stabilisierung wurde mit 12 d bzw. 24 d festgelegt. Das Temperaturniveau betrug für die unbehandelten bzw. desintegrierten Überschussschlämme 55 °C bzw. 35 °C.

Weitergehende Informationen zu den Randbedingungen der Versuche wurden unter Kapitel 5.2, 5.4 und Anlage 7 - 14 aufgeführt.

7.7.2 GV-Abbau und Biogasanfall

Tabelle 82 zeigt für unbehandelte Überschussschlämme den bei der anaerob thermophilen Stabilisierung erzielten GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfall. Als Referenz wurde der bei einem mesophilen Temperaturniveau mit desintegrierten Überschussschlämmen erzielte GV-Abbau bzw. zufuhrspezifische Biogasanfall gewählt.

Tabelle 82: Mittelwerte GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall von Überschussschlamm – Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung

Referenz-Verfahren	GV 55 °C	GV-Änderung des Referenzreaktors		Biogas 55 °C	Biogasänderung des Referenzreaktors	
	absolut	absolut	relativ	absolut	absolut	relativ
	[%]	[%]	[%]	[l/kg GV _{Zu}]	[l/kg GV _{Zu}]	[%]
12 d HRT						
75 °C	38,4	+ 1,8	+ 4,9	289	+ 11	+ 4,0
U + 75 °C	39,1	- 3,3	- 7,9	325	+ 36	+ 12,5
RKM 0,8 -1,2 mm	36,3	+ 3,2	+ 9,9	305	+ 40	+ 15,1
FKM 20 mm	34,7	+ 7,7	+ 28,5	265	+ 51	+ 23,8
24 d HRT						
75 °C	28,6	+ 6,3	+ 28,3	177	+ 31	+ 21,2
75 °C	29,7	+ 4,8	+ 19,3	239	+ 37	+ 18,3
75 °C	44,4	- 0,4	- 0,9	378	- 5	- 1,3
US	28,4	+ 2,5	+ 9,7	242	+ 71	+ 41,5

Der GV-Abbau anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme schwankte zwischen 34,7 – 39,1 % (12 d HRT) bzw. 28,4 – 44,4 % (24 d HRT). Gegenüber den mit desintegrierten Überschussschlämmen beschickten mesophilen Referenzreaktoren konnte der GV-Abbau verbessert werden. Die absoluten bzw. relativen Änderungen des GV-Abbaus betrugen für die mit 12 d hydraulischer Verweilzeit betriebenen Referenzreaktoren - 3,3 % bis + 7,7 % bzw. - 7,9 % bis + 28,5 %. Bei den mit 24 d hydraulischer Verweilzeit betriebenen Versuchsreaktoren wurden absolute bzw. relative Änderungen des GV-Abbaus der Referenzreaktoren von - 0,4 % bis + 6,3 % bzw. - 0,9 % bis + 28,3 % ermittelt.

Die Ergebnisse des GV-Abbaus wurden durch den zufuhrspezifischen Biogasanfall bestätigt. Bei den mit unbehandelten Überschussschlämmen betriebenen thermophilen Reaktoren wurde ein zufuhrspezifischer Biogasanfall von 265 – 325 NL/kg GV_{Zu} (12 d HRT) bzw. 177 – 378 NL/kg GV_{Zu} (24 d HRT) erreicht. Die absoluten bzw. relativen Änderungen des zufuhrspezifischen Biogasanfalls betrugen für die mit 12 d hydraulischer Verweilzeit betriebenen Referenzreaktoren + 11 NL/kg GV_{Zu} bis + 51 NL/kg GV_{Zu} bzw. + 4,0 % bis + 23,8 %. Bei den mit 24 d hydraulischer Verweilzeit betriebenen Versuchsreaktoren wurden absolute bzw. relative Änderungen der zufuhrspezifischen Biogasproduktion der Referenzreaktoren von - 5 NL/kg GV_{Zu} bis + 71 NL/kg GV_{Zu} bzw. - 1,3 % bis + 41,5 % ermittelt.

Aus den Untersuchungen kann geschlussfolgert werden, dass das unter mesophilen Bedingungen vorhandene anaerobe Abbauverhalten von Überschussschlämmen durch einen Temperaturwechsel vom mesophilen in das thermophile Temperaturniveau stärker beeinflusst wird, als dieses durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung erfolgt.

Abbildung 54 zeigt für mesophile Referenzreaktoren (ohne Desintegration) die durch den Wechsel zum thermophilen Temperaturniveau bzw. durch die Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung erzielten relativen Änderungen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls. Für die Auswertung wurden die Versuchsergebnisse der anaerob thermophilen Überschussschlammstabilisierung und der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Überschussschlammstabilisierung auf die Basis mesophiler Referenzreaktoren (ohne Desintegration) überführt. Zusätzlich wurden die Resultate der Nutzung von Desintegrationsverfahren zur Verbesserung des anaerob mesophilen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen unter mesophilen

Bedingungen gemäß Kapitel 7.3 berücksichtigt. Durch diese Vorgehensweise konnte die Vergleichsdatenbasis der anaerob thermophilen Überschussschlammstabilisierung vergrößert werden. Im Gegensatz dazu unterlag die Datenbasis zur thermophilen Überschussschlammstabilisierung weiterhin den genannten Einschränkungen.

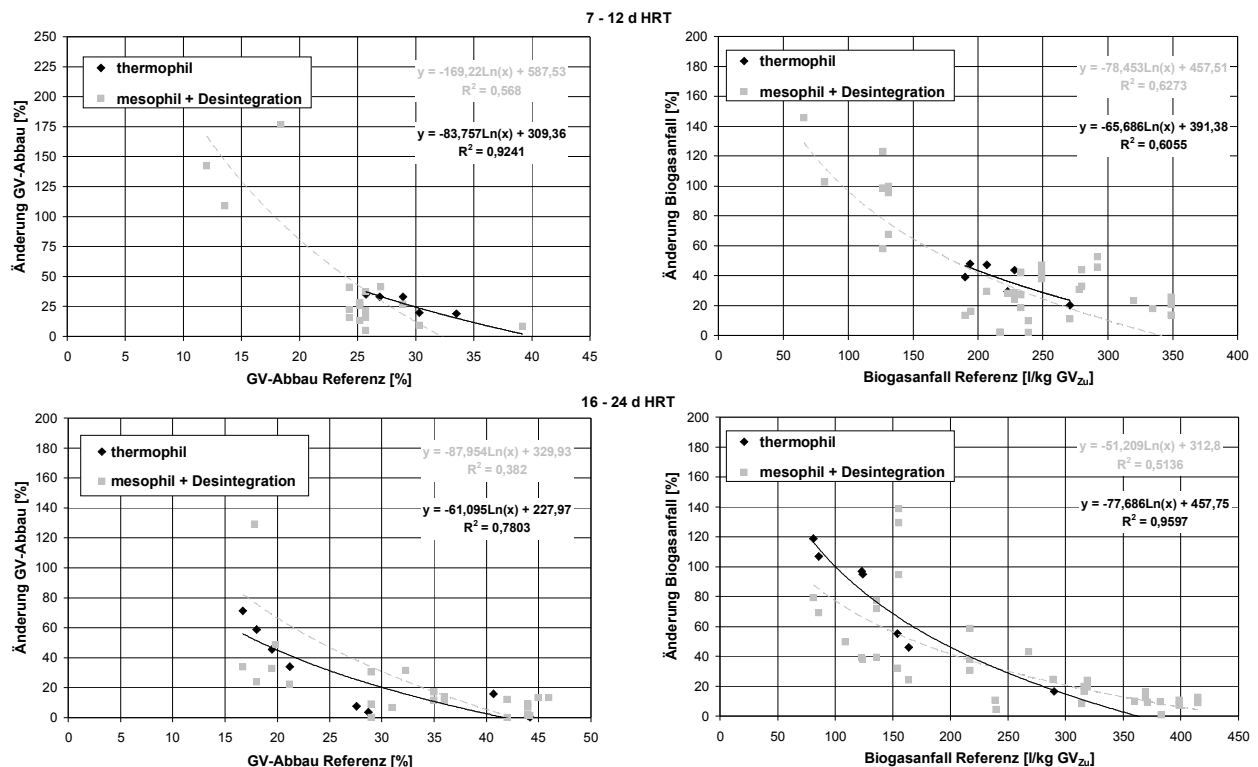


Abbildung 54: GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall von Überschussschlamm – Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung

Die nachfolgende Diskussion bezieht sich ausschließlich auf die Auswirkungen eines Wechsels des Temperaturniveaus der anaeroben Überschussschlammstabilisierung vom mesophilen in den thermophilen Bereich. Bezüglich der Effekte von Desintegrationsverfahren auf das anaerob mesophile Abbauverhalten von Überschussschlämmen wird auf Kapitel 7.3 verwiesen. Gemäß Abbildung 54 kann der infolge anaerob mesophiler Stabilisierung von Überschussschlämmen erreichbare GV-Abbau bzw. zufuhrspezifische Biogasanfall durch den Wechsel des Temperaturniveaus der anaeroben Stabilisierung vom mesophilen in den thermophilen Bereich ähnlich beeinflusst werden, wie es durch die Kombination von Desintegration + anaerob mesophiler Stabilisierung möglich ist. Die in den Einzeluntersuchungen (Tabelle 82) gegenüber der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob

mesophile Überschussschlammstabilisierung für einen Temperaturwechsel vom mesophilen auf das thermophile Temperaturniveau festgestellte stärkere Veränderbarkeit des anaeroben Abbauverhaltens mesophil stabilisierter Überschussschlämme kann in Abbildung 54 auf Grund der geringen Datenbasis zur thermophilen Überschussschlammstabilisierung nicht eindeutig belegt werden.

Nach Abbildung 54 nimmt die durch eine Umstellung vom mesophilen zum thermophilen Temperaturniveau der anaeroben Stabilisierung erreichbare Beeinflussung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen mit sinkendem GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfall anaerob mesophil stabilisierter Referenzschlämme zu. Bei einem hohem GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfall der anaerob mesophil stabilisierten Referenzschlämme wird deren anaerobes Abbauverhalten durch den Wechsel des Temperaturniveaus der anaeroben Stabilisierung nicht verändert.

7.7.3 Prozesswasserbelastung

Tabelle 83 stellt die Prozesswasserbelastung anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme dar. Als Referenz wurde die Prozesswasserbelastung anaerob mesophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlämme gewählt. Die CSB_{mf} -Frachten des Prozesswassers thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme erreichten 10,8 – 17,4 % (12 d HRT) bzw. 6,2 – 14,8 % (24 d HRT) jener Fracht, die der anaeroben Stabilisierung zugeführt wurde. Gegenüber den Referenzreaktoren war die CSB_{mf} -Prozesswasserbelastung anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme deutlich erhöht. Die Steigerungsraten der CSB_{mf} -Prozesswasserkonzentration der Referenzreaktoren betrugen bei den mit 12 d bzw. 24 d hydraulischer Verweilzeit durchgeführten Versuchen 185,4 – 295,1 % bzw. 29,2 – 174,1 %.

Die NH_4 -N-Freisetzungen anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme betrugen 39,4 – 45,6 % (12 d HRT) bzw. 29,4 – 37,5 % (24 d HRT) des Zulauf-TKN der anaeroben Stabilisierung. Gegenüber den Referenzreaktoren war die NH_4 -N-Prozesswasserbelastung anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme erhöht. Die Steigerungsraten der NH_4 -N-Prozesswasserkonzentration der Referenzreaktoren betrugen bei den mit 12 d bzw. 24 d hydraulischer Verweilzeit durchgeführten Versuchen 12,3 – 47,6 % bzw. 10,9 – 34,5 %.

Der auf die P_{ges} -Zulauffracht der anaeroben Stabilisierung bezogenen $P_{ges,mf}$ -Anteil des Prozesswassers anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme wies

eine Spannbreite von 16,0 – 20,1 % (12 d HRT) bzw. 6,7 – 14,6 % (24 d HRT) auf. Gegenüber den Referenzreaktoren waren die $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserkonzentrationen anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme um + 43,8 % bis + 53,4 % (12 d HRT) bzw. - 6,4 bis + 12,3 % (24 d HRT) erhöht.

Tabelle 83: Mittelwerte Prozesswasserbelastung von Überschussschlamm - Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung

	CSB _{mf} / CSB _{ges,Zu} 55 °C	NH ₄ -N/ TKN _{Zu} 55 °C	P _{ges,mf} / P _{ges,Zu} 55 °C	Änderung gegenüber Desintegration + anaerob mesophile Überschuss- schlammstabilisierung		
				CSB _{mf}	NH ₄ -N	P _{ges,mf}
Referenz-Verfahren	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
12 d HRT						
75 °C	10,8	41,3	20,1	+ 200,0	+ 21,1	+ 53,4
U + 75 °C	17,4	45,6	17,4	+ 248,0	+ 12,3	+ 43,8
RKM 0,8 -1,2 mm	13,7	42,1	16,0	+ 185,4	+ 36,7	+ 46,8
FKM 20 mm	16,2	39,4	16,0	+ 295,1	+ 47,6	+ 46,8
24 d HRT						
75 °C	11,5	29,4	10,2	+ 88,5	+ 10,9	- 6,4
75 °C	14,8	37,5	14,6	+ 174,1	+ 25,8	+ 12,3
US	6,2	31,6	6,7	+ 29,2	+ 34,5	- 1,5

Auf Grund der vorliegenden Ergebnisse kann bei der anaerob thermophilen Stabilisierung unbehandelter Überschussschlämme gegenüber der anaerob mesophilen Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme von einer erhöhten Prozesswasserbelastung ausgegangen werden. Die nachgewiesenen CSB_{mf}-Prozesswasserkonzentrationen spiegeln die mit der anaerob thermophilen Überschussschlammstabilisierung verbundenen verstärkten Hydrolyseleistungen sowie die durch den weitergehenden Abbau bedingte Akkumulation inerter CSB_{mf}-Fraktionen wider. Ebenso kann die NH₄-N-Belastung des Prozesswassers anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme auf die unter thermophilen Bedingungen verstärkten Hydrolyseleistungen und den weitergehenden organischen Abbau zurückgeführt werden. Für die $P_{ges,mf}$ -Fracht des Prozesswassers konnte keine Korrelation zur Hydrolyse bzw. zum organischen Abbau der thermophil stabilisierten Überschussschlämme abgeleitet werden. In diesem Zusammenhang wird auf die Problematik

bei der Bewertung der $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung anaerob mesophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlämme verwiesen (Kapitel 7.3.2.4).

7.7.4 Entwässerungsverhalten

In Tabelle 84 werden Ergebnisse des Entwässerungsverhaltens anaerob thermophil stabilisierter unbehandelter Überschussschlämme mit Hilfe der CST-Messung dargestellt. Als Referenz wurde das Entwässerungsverhalten anaerob mesophil stabilisierter desintegrierter Überschussschlämme gewählt.

Tabelle 84: Spezifische kapillare Saugzeit von Überschussschlamm – Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung

	CST 55 °C	CST-Änderung des Referenzreaktors
Referenz-Verfahren	[s/g TR]	[%]
12 d HRT		
75 °C	62	+ 31,9
U + 75 °C	75	+ 66,7
RKM 0,8 -1,2 mm	64	+ 39,1
FKM 20 mm	57	+ 96,6
24 d HRT		
US	13	+ 98,4

Gegenüber den anaerob mesophil stabilisierten desintegrierten Überschussschlämmen wurde für die anaerob thermophil stabilisierten unbehandelten Überschussschlämme ein verzögertes Wasserabgabevermögen beobachtet. Die spezifische Wasserabgabe der anaerob thermophil stabilisierten unbehandelten Überschussschlämme variierte zwischen 57 – 75 s/g TR (12 d HRT). Die Änderungen der Wasserabgabe der Referenzreaktoren betrugen 31,9 – 96,6 %. Die zur Verfügung stehenden Versuchsdaten ermöglichten keine generelle Wertung des Einflusses der anaerob thermophilen Stabilisierung auf das Wasserabgabevermögen bzw. das Entwässerungsverhalten der behandelten Überschussschlämme.

8 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit Möglichkeiten der Erschließung von Energiepotenzialen aus Überschussschlämmen durch die Verfahrenskombination von Desintegration

und anschließender anaerober Schlammstabilisierung. Folgende Zielstellungen wurden festgelegt:

- Bewertung der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration mit anschließender anaerob mesophiler Schlammstabilisierung,
- Einschätzung der Wirkung verschiedener Desintegrationstechniken auf das anaerobe Abbauverhalten von aufgeschlossenen Überschussschlämmen unter mesophilen Milieubedingungen,
- Beurteilung der Verfahrenskombination von Überschussschlamm-desintegration mit anschließender anaerob thermophiler Schlammstabilisierung und
- Vergleich der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung mit der anaerob thermophilen Stabilisierung unbehandelter Überschussschlämme.

Einleitend wird eine Einschätzung des Biogaspotenzials von Überschussschlämmen gegeben. Es wird vor allem durch die Verfahrenstechnik und die Betriebsbedingungen der Abwasserbehandlung geprägt. Bedeutsam sind dabei der Grad der mechanischen Abwasserbehandlung (Fehlen oder Integration einer Vorklärung), das Gesamtschlammalter (aerobes Schlammalter) und die Abwassertemperatur.

Ausgehend von bekannten Grenzen des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen wurde zunächst das nutzbare Biogaspotenzial von Überschussschlämmen in Abhängigkeit der Milieubedingungen der anaerob mesophilen Stabilisierung ermittelt. Dabei kann ein Biogasanfall von 1,4 – 9,5 $\text{NI}/(\text{E} \cdot \text{d})$ erreicht werden. Mit sinkendem Ausgangsenergiepotenzial der Überschussschlämme wird ein verminderter Biogasanfall registriert.

In Kapitel 4 wird ein Überblick veröffentlichter Ergebnisse zur Verfahrenskombination Klärschlamm-desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung gegeben. Zu den publizierten Desintegrationstechniken zählen die Rührwerkskugelmühle, der Ultraschallhomogenisator, der Hochdruckhomogenisator, die Lysatzentrifuge, die thermische Vorbehandlung, die Hochleistungspulstechnik, die Ozonbehandlung und die Kombination von thermischer Vorbehandlung mit Säuren- bzw. Laugenaufschluss. Unterschiedliche Klärschlammqualitäten (Überschussschlamm, Primärschlamm, Faulschlamm, Rohschlamm), variierender Zellaufschluss und wechselnde Randbedingungen der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung haben zur Folge, dass die publizierten Versuchsergebnisse nur für den

Einzelfall qualitativ und quantitativ bewertet werden können. Dabei erweist sich in vielen Fällen, dass publizierte Ergebnisse einer Plausibilitätsprüfung nicht standhalten. Eine übergreifende Auswertung zum Einfluss von Desintegrationsverfahren im Sinne der Zielstellungen der Arbeit erfordert die Systematisierung sich überlagernder Einflüsse wie Desintegrationsgrad, Charakteristik des verwendeten Klärschlammes und Randbedingungen der anaeroben Schlammstabilisierung.

Zwecks Bereitstellung einer hinreichenden Datenbasis wurden im Rahmen dieser Arbeit labortechnische Untersuchungen zur anaerob mesophilen bzw. zur anaerob thermophilen Überschussschlammstabilisierung sowie zur Verfahrenskombination von Überschussschlamm-desintegration mit anaerob mesophiler bzw. anaerob thermophiler Schlammstabilisierung durchgeführt (Kapitel 5). Als Desintegrationstechniken wurden eine Rührwerkskugelmühle PE 075 (Fa. Netzsch-Feinmahltechnik), eine Fliehkraftkugelmühle S 100 (Retsch GmbH), ein Ultraschallhomogenisator UP 400S (Fa. Dr. Hielscher GmbH), ein thermischer Aufschluss bei 75 °C und eine Kombination von thermischem Aufschluss bei 75 °C mit anschließender Unterdruckentspannung eingesetzt. Die Ergebnisse der Einzeluntersuchungen sind in Kapitel 6 dargestellt.

Unter Kapitel 7 werden Auswertungen bezüglich der Zielstellungen der Arbeit vorgenommen, deren Ergebnisse nachfolgend zusammengefasst werden.

Bewertung der Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration mit anschließender anaerob mesophiler Schlammstabilisierung

Aus der Gesamtheit eigener und publizierter Versuchsergebnisse konnten für die Kombination von Desintegration + anaerob mesophiler Schlammstabilisierung Grenzen des organischen Abbauverhaltens von desintegrierten Überschussschlämmen abgeleitet werden. Als Maximalwerte des GV-Abbaus bzw. der zufuhrspezifischen Biogasproduktion können bei einer anaerob mesophilen Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme 59,2 % GV-Abbau bzw. 467 Nl/kg GV_{zu} erreicht werden.

Bei anaeroben Stabilisierungszeiten von 7 – 12 d bzw. 16 – 24 d wird die Wirkung der Verfahrenskombination Desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung maßgeblich durch die anaerobe Abbaubarkeit der Referenzüberschussschlämme bestimmt. Mit steigendem Stabilisierungsgrad der Überschussschlämme erhöht sich der relative Einfluss der Desintegration.

Die auf Basis des anaeroben Abbauverhaltens von Referenzüberschussschlämmen (16 – 24 d HRT) erzielten Versuchsergebnisse zum Einfluss von Desintegrationsverfahren auf die anaerob mesophile Stabilisierung aufgeschlossener Überschussschlämme wurden auf für die Überschussschlammcharakterisierung relevante Einflussfaktoren der Verfahrens- und Betriebsführung der Abwasserbehandlung übertragen. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine Prognose des Desintegrationseinflusses auf das anaerob mesophile Abbauverhalten von Überschussschlämmen auf Grundlage des Grades der mechanischen Abwasserbehandlung und des in der biologischen Abwasserbehandlung praktizierten Gesamtschlammalters. In Abhängigkeit der Verfahrens- und Betriebsführung der Abwasserbehandlung führt die Desintegration im Mittel zu einer maximalen absoluten Veränderung des GV-Abbaus bzw. des zufuhrspezifischen Biogasanfalls von Überschussschlämmen von 13 % bzw. 90 l/kg GV_{Zu}.

Die Verfahrenskombination Überschussschlamm-desintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung kann gegenüber der anaerob mesophilen Schlammstabilisierung unbehandelter Überschussschlämme eine Änderung der Prozesswasserbelastung bewirken.

Für gelöste organische Verbindungen, nachgewiesen als CSB_{mf}, wurde infolge des weitergehenden Abbaus organischer Stoffe eine Zunahme der Prozesswasserbelastung registriert. In Abhängigkeit der Verfahrens- und Betriebsführung der Abwasserbehandlung kann der auf den Kläranlagenzulauf bezogene Anteil der CSB_{mf}-Fracht des Prozesswassers zwischen 0,5 – 6,5 % betragen. Mit steigender Vorstabilisierung der Überschussschlämme ist ein Rückgang der CSB_{mf}-Belastung von Prozesswässern anaerob mesophiler Schlammstabilisierungen verbunden.

Für die Stickstofffreisetzung konnte ein direkter Zusammenhang zwischen der durch die Desintegration bedingten Änderung des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen ermittelt werden. In Abhängigkeit der Verfahrens- und Betriebsführung der Abwasserbehandlung erreicht der auf den Kläranlagenzulauf bezogene Anteil der NH₄-N-Fracht des Prozesswassers 3,0 – 18,0 %. Mit steigendem Grad der mechanischen Abwasserbehandlung und/oder zunehmender Vorstabilisierung der Überschussschlämme verringert sich die NH₄-N-Prozesswasserbelastung.

Untersuchungen zur PO₄-P- bzw. - P_{ges, mf}-Belastung von Prozesswässern aus der anaeroben mesophilen Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme ergaben keine nachweisbaren

Zusammenhänge zwischen der Prozesswasserbelastung und dem festgestellten Zellaufschluss bzw. organischen Abbau.

Die Kombination von Überschussschlamm-desintegration und anaerob mesophiler Stabilisierung ermöglicht unter definierten Voraussetzungen eine Verkürzung der für die Stabilisierung von Überschussschlämmen erforderlichen Zeiträume. Anhand der vorhandenen Datenbasis konnte die Möglichkeit zur Halbierung der anaeroben Stabilisierungszeit von 16 – 24 d auf 7 – 12 d ausgewiesen werden, ohne dass eine Verminderung des organischen Abbaus von Überschussschlämmen toleriert werden muss.

Einschätzung der Wirkung verschiedener Desintegrationstechniken auf das anaerobe Abbauverhalten von aufgeschlossenen Überschussschlämmen unter mesophilen Milieubedingungen

Die Auswertungen von Verfahrenskombinationen aus einerseits mechanischer und andererseits niederthermischer Desintegration mit einer anaerob mesophilen Schlammstabilisierung lassen für beide Desintegrationstechniken keine Unterschiede in der Beeinflussbarkeit des anaeroben Abbauverhaltens von Überschussschlämmen und den damit verbundenen Prozesswasserbelastungen erwarten. Eine mit Prozessabwärme gespeiste niederthermische Desintegration in einfachen beheizten Behältern erreicht die gleichen Effekte wie eine mechanische Desintegration, die den Einsatz von hoch beanspruchter Maschinenteknik und Elektroenergie erfordert.

Die im vorherigen Abschnitt dargestellten Abhängigkeiten zwischen Desintegrationswirkung, anaerober Abbaubarkeit der Überschussschlämme und Prozesswasserbelastung werden für die vorgenommene Klassifizierung nach den Desintegrationstechniken bestätigt.

Möglichkeiten der Verfahrenskombination von Überschussschlamm-desintegration mit anschließender anaerober thermophiler Schlammstabilisierung

Anhand von vier Versuchsreihen wurde die Eignung der Überschussschlamm-desintegration in Zusammenwirken mit einer anaerob thermophilen Schlammstabilisierung (12 d HRT) untersucht. Als Desintegrationstechniken wurden ein niederthermischer Zellaufschluss bei 75 °C, eine Kombination von niederthermischem Zellaufschluss bei 75 °C und anschließender Unterdruckbehandlung, eine Rührwerkskugelmühle und eine Fliehkraftkugelmühle eingesetzt. Auf Grund der Versuchsanzahl und der Randbedingungen sind diese Versuche als erste Einzelfallbetrachtung anzusehen. Sie liefert den Hinweis, dass der Umsatz und die

Prozesswasserbelastung unter thermophilen Milieubedingungen durch eine vorgeschaltete Überschussschlammintegration offenbar nur unwesentlich beeinflusst werden.

Vergleich der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung mit der anaerob thermophilen Stabilisierung unbehandelter Überschussschlämme

Zwecks Gegenüberstellung der Verfahrenskombination Überschussschlammintegration + anaerob mesophile Schlammstabilisierung mit der anaerob thermophilen Stabilisierung unbehandelter Überschussschlämme wurden je 4 Versuchsreihen mit anaeroben Stabilisierungszeiten von 12 d bzw. 24 d durchgeführt. Als Desintegrationstechniken wurden ein niederthermischer Zellaufschluss bei 75 °C, eine Kombination von niederthermischem Zellaufschluss bei 75 °C und anschließender Unterdruckbehandlung, eine Rührwerkskugelmühle und eine Fliehkraftkugelmühle eingesetzt. Gegenüber der Kombination von Überschussschlammintegration + anaerob mesophiler Schlammstabilisierung wurde im direkten Vergleich für die anaerob thermophile Schlammstabilisierung unbehandelter Überschussschlämme in der Mehrheit der Versuchsreihen eine stärkere Erhöhung des organischen Abbaus von Überschussschlämmen und der hiermit verbundenen Prozesswasserbelastungen nachgewiesen.

Durch eine Umstellung der Auswertung auf Grundlage des unter mesophilen Milieubedingungen für unbehandelte Referenzüberschussschlämme erreichten organischen Abbaus konnten der zur Verfügung stehende Datenumfang erweitert und grundsätzliche Zusammenhänge bestimmt werden. Die in den Einzeluntersuchungen ausgewiesenen Unterschiede des organischen Abbauverhaltens von Überschussschlämmen unter thermophilen Milieubedingungen bzw. von desintegrierten Überschussschlämmen unter mesophilen Milieubedingungen waren mit dieser Methodik nicht nachweisbar. Mit einem Wechsel des Temperaturniveaus der anaeroben Stabilisierung vom mesophilen in den thermophilen Bereich kann der unter mesophilen Bedingungen erreichbare GV-Abbau bzw. zu fuhrspezifische Biogasanfall unbehandelter Überschussschlämme ähnlich beeinflusst werden, wie es durch die Kombination von Überschussschlammintegration und anschließender anaerob mesophiler Stabilisierung möglich ist. In Abhängigkeit der Verfahrens- und Betriebsführung der Abwasserbehandlung führt die thermophile Überschussschlammstabilisierung im Mittel zu einer maximalen absoluten Veränderung des GV-Abbaus bzw. des zu fuhrspezifischen Biogasanfalls von Überschussschlämmen von 11 % bzw. 100 l/kg GV_{Zu}.

Nach den unter Kapitel 7.7 für anaerobe Stabilisierungszeiten von 7 – 12 d bzw. 16 – 24 d durchgeführten Auswertungen wird der Effekt der thermophilen Betriebsweise maßgeblich durch die anaerobe Abbaubarkeit der Referenzüberschussschlämme bestimmt. Dabei erhöht sich der relative Einfluss des thermophilen Betriebes mit steigendem Stabilisierungsgrad der Überschussschlämme.

Bei der anaerob thermophilen Stabilisierung unbehandelter Überschussschlämme ist gegenüber der anaerob mesophilen Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme eine höhere Prozesswasserbelastung zu erwarten. Für den CSB_{mf} wurden gegenüber der mesophilen Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme + 185 % bis + 295 % (12 d HRT) bzw. + 29 % bis + 174 % (24 d HRT) höhere CSB_{mf} -Konzentrationen und bis zu 48 % (12 d HRT) bzw. 34 % (24 d HRT) höhere NH_4 -N-Konzentrationen erreicht. Verfahrensspezifische Zusammenhänge zwischen der $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung und dem festgestellten Zellaufschluss bzw. organischen Abbau konnten nicht ermittelt werden. Einschränkungen der Auswertbarkeit der $P_{ges,mf}$ -Belastung von Prozesswässern werden in der Arbeit aufgezeigt.

Maximalwerte des GV-Abbaus und der Biogasausbeute, aber auch der Prozesswasserbelastung wurden bei der anaerob thermophilen Stabilisierung von Überschussschlämmen ohne eine vorherige Desintegration erreicht. Wenn eine anaerob thermophile Stabilisierung nicht umgesetzt werden kann, weil die Prozesswasserbelastung zu hoch oder die Reaktoren für die höheren Temperaturen nicht zugelassen sind, erlaubt eine Kombination von Desintegration und mesophiler anaerober Stabilisierung anscheinend eine Annäherung an die thermophil erreichbaren Parameter. Dabei erscheint eine mit Abwärme versorgte niedertemperaturische Desintegration besonders attraktiv.

Folgende Untersuchungen sollten für eine Vertiefung der in dieser Arbeit behandelten Thematik fortgeführt werden:

- *Bewertung des Einflusses des Zellaufschlussgrades auf das anaerobe Abbauverhalten desintegrierter Überschussschlämme* - Diesbezügliche Untersuchungen können für eine Optimierung des Zellaufschlusses sowie für die Wahl einer bevorzugten Desintegrationstechnik genutzt werden.
- *Untersuchungen der Beeinflussung in Überschussschlämmen fixierter Mikro-schadstoffen durch die Behandlung mit Desintegrationsverfahren* - Diese Arbeiten gestatten es, die Verfahrenskombination Desintegration + anaerobe Schlamm-

stabilisierung hinsichtlich des Erhalts der durch Überschussschlämme geprägten Schadstoffsenske zu bewerten.

- *Untersuchung der Auswirkungen der Verfahrenstechnik der Phosphatentfernung in der Abwasserbehandlung auf die $PO_4\text{-P}$ - bzw. $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastung anaerob stabilerter desintegrierter Überschussschlämme* - Durch detaillierte Untersuchungen der Einflüsse der $PO_4\text{-P}$ -Elimination in der Abwasserbehandlung in Zusammenhang mit der anaeroben Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme können die aus der anaeroben Stabilisierung desintegrierter Überschussschlämme resultierenden $PO_4\text{-P}$ - bzw. $P_{ges,mf}$ -Prozesswasserbelastungen mit einem erhöhten Qualitätsanspruch prognostiziert werden.
- *Einschätzung des Entwässerungsverhaltens anaerob stabilerter desintegrierter Überschussschlämme* - Ziel dieser Untersuchungen stellt die Prognose großtechnisch erreichbarer Entwässerungsgrade anaerob stabilerter desintegrierter Überschussschlämme auf Basis prognostizierbarer Entwässerungskennwerte bzw. großtechnischer Untersuchungen dar.
- *Untersuchungen zum Einsatz der Desintegration unter thermophilen Milieubedingungen bzw. zur Wirkung der thermophilen Faulung im Vergleich zur Kombination von Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung* – die in dieser Arbeit enthaltenen Untersuchungen zeigen bezüglich des Einsatzes der Desintegration unter thermophilen Milieubedingungen bzw. der Wirkung der thermophilen Faulung im Vergleich zur Kombination von Desintegration + mesophile anaerobe Stabilisierung erste Ergebnisse auf. Eine Erweiterung der Datenbasis trägt zur Verbesserung der vorliegenden Auswertungen bei.
- *Halb- oder großtechnische Erprobung der Kombination aus niederthermischer Desintegration und anaerob mesophiler Stabilisierung* – Die vorliegenden Ergebnisse eröffnen technisch einfache Möglichkeiten der Erschließung im Überschussschlamm enthaltender Biogaspotenziale, die es durch halb- oder großtechnische Versuche zu untersetzen gilt. Insbesondere in Zusammenhang mit der an die niederthermische Desintegration koppelbare Hygienisierung erscheint diese Desintegrationstechnik attraktiv.

9 Literaturverzeichnis

- Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath E.G. (1976): „Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid“, Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 48, No. 5, pp 835-852
- ATV (1991): ATV-Arbeitsblatt A 131 – Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten, GFA, St. Augustin
- ATV (1996): ATV-Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst & Sohn-Verlag, Berlin, ISBN 3-433-00909-0
- ATV (2000): Verfahren und Anwendungsgebiete der mechanischen Klärschlamm-desintegration, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 3.1.6, Korrespondenz Abwasser, 47. Jahrgang, Nr. 4, S. 570 - 576
- ATV-DVWK (2000): ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 – Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, GFA, Hennef, ISBN 3-933707-41-2
- ATV-DVWK (2001): Mechanische Klärschlamm-desintegration – Verfahren, Anwendungsbereiche, Vergleich und Ergebnisse, ATV-DVWK, Hennef, ISBN 3-935669-78-X
- ATV-DVWK (2001): Verfahrensvergleich und Ergebnisse der mechanischen Klärschlamm-desintegration, Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6, Korrespondenz Abwasser, 48. Jahrgang, Nr. 3, S. 393 - 400
- ATV-DVWK (2003): Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren, Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe AK-1.6, Korrespondenz Abwasser - Abwasser, Abfall, 50. Jahrgang, Nr. 6, S. 796 - 804
- ATV-DVWK (2003): Vorklärbecken in modernen Kläranlagen, Arbeitsbericht, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, ISBN 3-924063-56-7
- Bahrs D. (1978): Konditionieren von Abwässerschlamm durch Gefrieren, Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen TU Braunschweig
- Bahrs D. (1993): Studie zur Schlammfäulung auf dem Braunschweiger Klärwerk Steinhof, TU Braunschweig
- Bahrs D., Dichtl N., Englmann, Kapp H., Köhlhoff, Siekmann (1994): Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren, Arbeitsbericht der ATV/BDE/VKS-Arbeitsgruppe 3.1.1 „Stabilisierungskennwerte, Energie- und Emissionsbilanzen“ im ATV/BDE/VKS-Fachausschuss 3.1 „Allgemeine Fragen (Statistik, Analytik, F+E-Programme“, Korrespondenz Abwasser, 41. Jahrgang, Heft 3, S. 455 – 460
- Baier U., Schmidheiny P. (1997): Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge, Water Science and Technology, Vol. 36, No. 11, pp. 137 – 143
- Barjenbruch M., Seyfried C.F., Rosenwinkel K.H., Giers Ch. (1998): Versuche zur nachgeschalteten Denitrifikation in einem kontinuierlich gespülten Sandfilter, Korrespondenz Abwasser, 45. Jahrgang, Heft 5, S. 922 – 928
- Barjenbruch M., Hoffmann H., Kopplow O., Tränckner J. (2000): Minimizing of foaming in digesters by pre-treatment of the surplus-sludge, Water Science and Technology, Vol. 42, No. 9, pp. 235 - 241

- Batstone D., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S., Pavlostathis S.G., Rozzi A., Sanders W., Siegrist H., Vavilin V. (2002): Anaerobic digestion model No. 1 (ADM 1), IWA Publishing, London
- Battenberg S. (2000): Mikrobiologische Untersuchungen zum verbesserten Abbau von Schlamm aus Abwasserreinigungsanlagen durch Aufschluss, Technische Universität Braunschweig, Dissertation, 177 S.
- Bever J., Stein A. Teichmann H. (1995): Weitergehende Abwasserreinigung, R. Oldenbourg Verlag GmbH, München, 3. Auflage, ISBN 3-486-26279-3
- Booker N.A., Priestley A.J., Fraser I.H. (1999): Struvite formation in wastewater treatment plants: opportunities for nutrient recovery Environmental Technology, Vol. 20, pp. 777 – 782
- Brooks C.E.P., Carruthers N. (1953): Handbook of statistical methods in meteorology, London, H.M. Stationery Off.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005): Nationales Klimaschutzprogramm 2005 – Beschluss der Bundesregierung vom 13. Juli 2005 – Sechster Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe „CO₂-Reduktion“
- Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006): Energieversorgung für Deutschland – Statusbericht für den Energiegipfel am 3. April 2006, Berlin, März 2006
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2008): Weiterentwicklung der Ausbaustrategie Erneuerbare Energien – Leitstudie 2008, Silber Druck oHG, Niestetal, Oktober, 2008
- Bunge F. (1992): Mechanischer Zellaufschluss in Rührwerkskugelmöhlen, VDI-Verlag, Düsseldorf, VDI Reihe 3 Nr. 287, 164 S.
- Cacho Rivero J.A., Madhavan N., Suidan M.T., Ginestet P., Audic J.M. (2005): Oxidative and thermo-oxidative co-treatment with anaerobic digestion of excess municipal sludge, Water Science and Technology, Vol. 52, No. 1 – 2, pp. 237 – 244
- Caraballa M., Omil F., Alder A.C., Lema J.M. (2006): Comparison between the conventional anaerobic digestion of sewage sludge and its combination with a chemical or thermal pre-treatment concerning the removal of pharmaceuticals and personal care products, Water Science and Technology, Vol. 53, No. 8, pp 109 – 117
- Deutsches Institut für Normung (1980): DIN 38409 H41, Deutsche Normen, Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB)
- Deutsches Institut für Normung (1985a): DIN 4045, Deutsche Normen, Abwassertechnik, Begriffe
- Deutsches Institut für Normung (1985b): DIN 39414 S2, Deutsche Normen, Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz in Schlämmen und Sedimenten
- Deutsches Institut für Normung (1985c): DIN 38414 S3, Deutsche Normen, Bestimmung des Glührückstandes und des Glühverlustes der Trockenmasse eines Schlammes
- Dichtl N., Müller J., Engelmann E., Günthert F.W., Osswald M. (1997): Desintegration von Klärschlamm – ein aktueller Überblick, Korrespondenz Abwasser, 44. Jahrgang, Heft 10, S. 1726 - 1739

- Diehm B., Setzer T., Kapp H. (2004): Desintegration von Rücklaufschlamm zur Verbesserung der Denitrifikation, KA – Abwasser, Abfall, 51. Jahrgang, Heft 4, S. 396 – 403
- Dohanyos M., Zabranska J., Jenicek P. (1997): Enhancement of sludge anaerobic digestion by using of a special thickening centrifuge, Water Science and Technology, Vol. 36, No. 11, pp. 145 – 153
- Dohanyos M., Zabranska J., Jenicek P., Stepova J., Kutil V., Horejs J. (2000): The intensification of sludge digestion by the disintegration of activated sludge and the thermal conditioning of digested sludge, Water Science and Technology, Vol. 42, No.9, pp 57-64
- Dohanyos M., Zabranska J., Kutil J., Jenicek P. (2004): Improvement of anaerobic digestion of sludge, Water Science and Technology, Vol. 49, No. 10, pp 89 – 96
- Eder B., Günthert F.W. (2003): Klärschlammminimierung durch Zellaufschluss mit Ultraschall, KA-Abwasser, Abfall, 50. Jahrgang, Nr. 3, S.333 - 342
- Eder B. (2004): Untersuchungen zur Verbesserung des Stoffstrommanagements auf Kläranlagen – Auslegungsansätze von Ultraschallanlagen zur Klärschlammbehandlung, Universität der Bundeswehr München, Institut für Wasserwesen, Band 92, Dissertation, 168 S.
- Elbing G., Dünnebeil A. (1999): Thermischer Zellaufschluss mit anschließender Faulung – Laboruntersuchungen, Korrespondenz Abwasser, 46 Jahrgang, Nr. 4, S. 538 – 547
- Friedrich E., Potthoff A., Friedrich H., Hielscher H. (1999): Improving settling properties and dewaterability of sewage sludge by application of the ultrasound technology, in Thiem A., Neis U. (Herausgeber): Ultrasound in Environmental Engineering, TU Hamburg-Harburg Reports on Sanitary Engineering Vol. 25, pp. 245 – 255, ISBN 3-930400-23-5
- Gaudy A.F., Yang P.Y., Obayashi A.W. (1971): Studies on the total oxidation of activated sludge with and without hydrolytic pre-treatment, Journal WPCF, Vol. 43, No. 1, pp. 40 - 54
- Ghyoot W., Verstraete W. (1997): Anaerobic digestion of primary sludge from chemical pre-precipitation, Water Science and Technology, Vol. 36, No. 6 – 7, pp. 357 – 365
- Goel R., Tokutomi T., Yasui H. (2003): Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pretreatment, Water Science and Technology, Vol. 47, No. 12, pp. 207 – 214
- Goel R., Komatsu K., Yasui H., Harada H. (2004): Process performance and change in sludge characteristics during anaerobic digestion of sewage sludge with ozonation, Water Science and Technology, Vol. 49, No. 10, pp. 105 – 113
- Gosset J.M. (1976): Heat treatment of refuse for increasing anaerobic biodegradability, Stanford University, Dissertation, 206 pp.
- Grüning H., Orth H., Knollmann J. (1997): Untersuchungen zum Gaspotenzial von Faulschlämmen, Korrespondenz Abwasser, 44. Jahrgang, Heft 5, S. 884 – 894
- Grüning H. (1998): Einfluss des Aufschlusses von Faulschlämmen auf das Restgaspotenzial, in Müller J., Dichtl N. Schwedes J., Klärschlamm-desintegration – Forschung und Anwendung, Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, ISSN 0934-9731, S. 179 – 192
- Gujer W., Zehnder A.J.B. (1983): Conversion processes in anaerobic digestion, Water Science and Technology, Vol. 15, No.8 - 9, pp. 127 – 167

- Gujer W. (1999): Siedlungswasserwirtschaft, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 3-540-65769-X
- Hartwig P. (1993): Beitrag zur Bemessung von Belebungsanlagen mit Stickstoff- und Phosphorelimination, TH Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Band 84
- Haug R.T., Stuckey D.C., Gossett J.M., McCarty P.L. (1978): Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludge, Journal WPCF, pp 73 - 85
- Hegemann W., Wechs F. (1981): Untersuchungen über den Einfluss der Pasteurisierung von Rohschlamm auf die Faulung, Bundesministerium für Forschung und Technologie, T 81-075, 41 S. ISSN 0340-7608
- Henze M., Harremoës P., Ila Cour Jansen J., Arvin E. (1995): Wastewater Treatment, Springer, Berlin
- Hiraoka M., Takeda N., Sakai S., Yasuda A. (1984): Highly efficient anaerobic digestion with thermal pre-treatment, Water Science and Technology, Vol. 17, pp. 529 – 539
- Hwang K.Y., Shin E.B., Choi H.B. (1997): A mechanical pre-treatment of waste activated sludge for improvement of anaerobic digestion system, Water Science and Technology, Vol. 36, No. 12, pp. 111 – 116
- Jahnke S. (1998): Desintegration mit Hochdruckhomogenisatoren, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): Klärschlamm-desintegration – Forschung und Anwendung, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 31-47
- Jardin N. (1995): Untersuchungen zum Einfluss der erhöhten biologischen Phosphorelimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung, TH Darmstadt, Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung, Band 87, ISBN 3-923419-80-5
- Jardin N., Grömping M., Kühn V., Rolfs Th., Schmidt F., Otte-Witte R., Kolisch G. (2003): Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Menge und Beschaffenheit der Rückläufe, in Grömping M., Stickstoffrückbelastung – Stand der Technik – Erfahrungen und Perspektiven der separaten Behandlung von Prozesswasser aus der Schlammmentwässerung, Klenkes Druck und Verlag GmbH, Aachen
- Jung M., Weise Th.H.G.G., Wittenberg M., Müller J.A., Dichtl N. (2001): Sludge disintegration by electrical shock waves, International Conference on Pilsed Power Application, Gelsenkirchen, 27 – 29 March, pp. B.01/1 – B01/6
- Kapp H. (1984): Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft, Band 86
- Kapp H. (2009): Unplausible Daten verwendet?, KA – Abwasser, Abfall, 56. Jahrgang, Heft 9, S. 937 – 938
- Kayser R. (2001): Bemessung von Belebungs- und SBR-Anlagen, ATV-DVWK Kommentar zum ATV-DVWK-Regelwerk, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, ISBN 3-935669-02-X
- Kies F. (1960): in Vorträge des ersten Fortbildungskurses für Ingenieure der Siedlungswasserwirtschaft, TH Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 6

- Kim J., Park C., Kim T.H., Lee M., Kim S., Kim S.W., Lee J. (2003): Effects of Various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, Vol. 95, No. 3, pp. 271 – 275
- Klose P. (2002): Untersuchungen zum aeroben Abbau von organischen Verbindungen aus anaeroben Stabilisierungsanlagen, TU Dresden, Diplomarbeit
- Köhlhoff D., Leschber R., Niemitz W. (1996): Klärschlamm-Mengen und Beschaffenheit, Abwassertechnische Vereinigung, Klärschlamm, 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn, Berlin, ISBN 3-433-00909-0
- Kopp J. (2001): Wasseranteile in Klärschlammsuspensionen, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 66
- Kopp J., Dichtl N. (1998): Konditionierungs- und Entwässerungsverhalten von aufgeschlossenen und gefaulten Schlämmen, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): Klärschlammintegration – Forschung und Anwendung, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 215 - 227
- Kopp J. (2009): Theoretische Grundlagen zur Entwässerbarkeit von Schlämmen, VSA Verbandsbericht 589 – Schlamm-entwässerung – Einsatz von Zusatzstoffen in der Schlammbehandlung, Zürich,
www.vsa.ch/uploads/media/589_02_Kopp_Manuskript.pdf
- Koppe P., Stozek A. (1993): Kommunales Abwasser - Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Kläranlagenprozess einschließlich Klärschlämme, 3. Auflage, Vulkan Verlag, Essen, ISBN 3802728211
- Kopplow O., Barjenbruch M. (2001): Enzymatische, mechanische und thermische Vorbehandlung von Überschussschlamm zur Minderung des Schäumens im Faulbehälter, in: 14. Fachtagung – Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, TU Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 33, S. 109 - 118
- Kopplow O. (2006): Maßnahmen zur Minderung des Schäumens im Faulbehälter unter besonderer Berücksichtigung der Klärschlammintegration, Universität Rostock, Institut für Umweltingenieurwesen, Dissertation, 190 S.
- Kroiss H., Parravicini V., Svardal K., Nowak O. (2003): Laborversuche zur weitergehenden Schlammstabilisierung auf der RKL Linz-Asten – Projektphase 1 – Teil 2, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Zwischenbericht, unveröffentlicht
- Kübler H. (2009): Die richtigen Messgrößen gewählt?, KA – Abwasser, Abfall, 56. Jahrgang, Heft 9, S. 939
- Kühn V. (2000): Die Einordnung der Stickstoffrückbelastung aus der anaeroben Schlammstabilisierung in den Bilanzrahmen einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden, Band 15
- Kula M.R., Schütte H. (1987): Purification of proteins and the disruption of microbial cells, *Biotechnology Progress*, Vol. 3, No. 1, pp 31 – 42
- Kunz P.M. (1998): Behandlung von Schlamm, Vogel Verlag Würzburg, 1. Auflage

- Kunz P.M., Mandel S., Theunert B., Wagner S. (1994): Desintegration von Klärschlamm, in: Hahn H.H. (Herausgeber): 8. Karlsruher Flockungstage: Klärschlamm – Ressource oder kostenintensiver Abfall?, Universität Karlsruhe, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 71, S. 139 - 167
- Kunz P.M., Wörne D. (1998): Nachweis der biologischen Verfügbarkeit von Klärschlamm nach Desintegration mittels Rührwerkskugelmühle im Rahmen einer gezielten Denitrifikation, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): Klärschlamm-desintegration – Forschung und Anwendung, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 209-214
- Kuribayashi M., Sato K. (1983): Thermische Vorbehandlung von Überschussschlamm zur Steigerung der Fäulnisfähigkeit, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Band 59, S. 827-855
- Lafitte-Trouqué S., Forster C.F. (2002): The use of ultrasound and γ -irradiation as pre-treatments for the anaerobic digestion of waste activated sludge at mesophilic and thermophilic temperatures, Bioresource Technology, Vol. 84, pp. 113 – 118
- Lehne G., Müller J., Schwedes J., Battenberg S., Näveke R. (1998): Beurteilung des Aufschlussenerfolges und Vergleich verschiedener Verfahren des Klärschlamm-aufschlusses, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): „Klärschlamm-desintegration – Forschung und Anwendung, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 83 - 96
- Lehne G. (2001): Parameter der mechanischen Desintegration von Überschussschlämmen, Technische Universität Braunschweig, Dissertation, 108 S.
- Li Y.Y., Noike T. (1992): upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment, Water Science and Technology, Vol. 26, No. 3 – 4, pp. 857 – 866
- Lin J.G., Chang C.N., Chang S.C. (1997): Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization, Bioresource Technology, Vol. 62, pp. 85 – 90
- Lin J.G., Ma Y.S., Chao A.C., Huang C.L. (1999): BMP test on chemically pretreated sludge, Bioresource Technology, Vol. 68, pp. 187 – 192
- Loll U., Ever P., Glasenapp J., Kassner W., Melsa A., Bischof F., Blei P., Denkert R., Hruschka H., Kopp J., Wolf S. (2004): Klärschlamm-anfall und Bemessungsansätze: Neue erweiterte „Schlamm-liste“, KA – Abwasser, Abfall, 51. Jahrgang, Heft 12, S. 1385 – 1390
- Loll U. (2001): Biogaspotenziale im Klärschlamm und anderen biogenen Abfällen, KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, Jahrgang 48, Heft 10, S. 1424 – 1429
- Lützner K., Barth M., Huber A., Tietze R. (2001): Erneuerbare Energie aus dem Schlamm kleiner und mittlerer Abwasserbehandlungsanlagen, in Aktuelle Ansätze bei der Klärschlamm-behandlung und –entsorgung, TH Darmstadt, Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung, Band 132, S. 223 – 245, ISBN-Nr. 3-932518-28-4
- Lützner K., Kühn V., Friedberger J. (1997): Abschlussbericht zur Durchführung labor-technischer Versuche zur Ermittlung von Parametern für eine alkalische Schlamm-fäulung auf der Kläranlage Dresden-Kaditz. unveröffentlicht, TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft

- Mc Carty P.L. (1965): Thermodynamics of biological synthesis and growth, *Advances in Water Pollution Research.*, Proceedings of the 2nd International Conference, Tokio 1964, Pergamon Press, Vol. 2, pp 169 – 199
- McKinney R.E. (1962): *Microbiology for Sanitary Engineers*, McGraw-Hill, New York, ISBN 007045180X
- Mues A. (1998): Verfahrenstechnik und Kosten des Ultraschalleinsatzes auf Kläranlage, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): *Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung*, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 271 - 280
- Müller J. (1996): *Mechanischer Klärschlammaufschluss*, Technische Universität Braunschweig, Dissertation, 168 S., ISBN 3-8265-2053-X
- Müller J. (1998): Stand der Forschung im Bereich der Klärschlammdeintegration, *Korrespondenz Abwasser*, 45. Jahrgang, Heft 2, S. 301 - 306
- Müller J. (1998): Einsatzmöglichkeiten und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen des Klärschlammaufschlusses als Verfahrensschritt der anaeroben Schlammstabilisierung, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): *Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung*, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 281 - 294
- Müller J., Dichtl N. (1998): Belastung der Schlammwässer und Möglichkeiten der Gewinnung von Wertstoffen, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): *Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung*, TU Braunschweig, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 229 - 243
- Möller U. (1994): Anfall, Eigenschaften und Beschaffenheit von Rohschlamm und biologisch stabilisierten Klärschlämmen, in 8. Karlsruher Flockungstage – Klärschlamm – Ressource oder kostenintensiver Abfall?, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 71, S. 9 – 27, ISSN 0722-7698
- Moeller-Chavez G., Gonzalez-Martinez S. (2002): Two combined techniques to enhance anaerobic digestion of sludge, *Water Science and Technology*, Vol. 46, No. 10, pp 167 – 172
- Neis U., Tiehm A. (1999): Ultrasound in waste water and sludge treatment, in: Tiehm A., Neis U. (Herausgeber): *Ultrasound in environmental engineering*, TU Hamburg-Harburg, Reports of sanitary engineering, Band 25, S. 39 - 61
- Neis U., Nickel K., Tiehm A. (2000): Enhancement of anaerobic sludge digestion by ultrasonic disintegration, *Water science and technology*, Vol. 42, No. 9, pp. 73 - 80
- Neis U. (2009): Replik – Hochbelastete Faulsysteme mit Desintegration = Normalfall?, *KA – Abwasser, Abfall*, 56. Jahrgang, Heft 9, S. 939 – 940
- Nickel N., Tiehm A., Neis U. (1998): Pilotversuche zur Beschleunigung des anaeroben Abbaus von Klärschlamm durch Ultraschall, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): *Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung*, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 97 - 112
- Nickel K. (2001): Intensivierung der anaeroben Klärschlammstabilisierung durch vorgeschalteten Zellaufschluss mittels Ultraschall, *Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 34, ISBN 3-930400-48-0

- Nowak O. (1993): Der Einfluss der Klärschlammbehandlung und –entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage, in Kroiss H., Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung ÖAWV-Seminar, Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Band 110, ISBN 3 – 85234 – 006 – 3, S. G 1 – G 55
- Nowak O., Parravicini V., Müller-Rechberger H. (2002): Klärschlammdesintegration, Wiener Mitteilungen, Band 177, S. 113 – 154
- Otte-Witte R. (1998): Verbesserung der Schlammfäulung durch die Eindickung mit der Lysatzentrifuge, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): Klärschlammdesintegration – Forschung und Anwendung, TU Braunschweig, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 245-252
- Palmowski L., Winter A., Schmelz K.G., Müller J., Schwedes J., Dichtl N. (1999): Halotechnische Versuche zum mechanischen Aufschluss von Überschussschlämmen mit anschließender anaerober Stabilisierung, 4. GVC-Abwasserkongress, Bremen, 06. – 08. September, in Verfahrenstechnik der Abwasser- und Schlammbehandlung – additive und prozessintegrierte Maßnahmen, Preprints Band 2, S. 823 – 827
- Park B., Ahn J.-H., Kim J., Hwang S. (2004): Use of mirowave pretreatment for enhanced anaerobiosis of secondary sludge, Water Science and Technology, Vol. 50, No. 9, pp. 17 – 23
- Penaud V., Delgenes J.P., Moletta R. (1999): Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability, Enzyme and Microbial Technology, Vol. 25, pp. 258 – 263
- Pinnekamp J. (1987): Steigerung der Leistungsfähigkeit der anaeroben Klärschlammstabilisierung durch eine thermische Vorbehandlung, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, Band 96
- Pinnekamp J. (1987): Auswirkungen einer thermischen Vorbehandlung von Klärschlamm auf die anaerobe Stabilisierung, Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 34, Heft 8, S. 856 - 863
- Pittroff M. (1993): Mechanischer Aufschluss von Mikroorganismen im Apparatevergleich zwischen Rührwerkskugelmühle und Hochdruckhomogenisator, Technische Hochschule Karlsruhe, Dissertation, 217 S.
- Portenlänger G. (1999): Mechanical and radical effects of ultrasound, in Thiem A., Neis U. (Herausgeber), Ultrasound in environmental engineering, Technische Universität Hamburg-Harburg, Reports of sanitary engineering, Vol. 25, pp 11 – 22
- Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen, Kyoto, 1997
- Pfeiffer W. (1990): Verfahrensvarianten der biologischen Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm – Leistungsvergleich, Berichte aus der Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Band 87, München
- Roediger H., Roediger M., Kapp H. (1990): Anaerobe alkalische Schlammfäulung, 4. Auflage, R. Oldenbourg Verlag, München
- Roediger M. (2009): Ultraschall-desintegration wirtschaftlich?, KA – Abwasser, Abfall, 56. Jahrgang, Heft 9, S. 935 – 937

- Rudolf K.U., Köppke K.E., Wokittel F., Nacke O. (2002): Halbtechnische Untersuchungen zur thermischen Klärschlamm-Desintegration zur Steigerung der Faulgasausbeute sowie der Schlammengenreduzierung, Bundesministerium für Bildung und Forschung, Forschungsbericht 02 WS 9960/8
- Sawayama S., Inoue S., Tsukahara K., Ogi T. (1996): Thermochemical liquidization of anaerobically digested and dewatered sludge and anaerobic pretreatment, *Bioresource Technology* Vol. 55, pp. 141 – 144
- Scheminski A., Krull R., Hempel D.C. (1998): Mehrstufige Prozessführung der Klärschlammstabilisierung mit mechanischem Aufschluss und Behandlung durch Ozon, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J., *Klärschlamm-Desintegration – Forschung und Anwendung*, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, ISSN 0934-9731, S. 193 – 208
- Schlegel H.G. (1992): *Allgemeine Mikrobiologie*, Georg Thieme Verlag Stuttgart, 7. überarbeitete Auflage
- Schmelz K.G. (2003): Erfahrungen aus dem BMBF-Forschungsprojekt zur Klärschlamm-Desintegration auf der Kläranlage Schermbeck des Lippeverbandes, in: *Neue Wege in der Schlammbehandlung – Desintegration von Klärschlamm*, TH Darmstadt, Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung, Infotag 15.05.2003
- Schneider D. (1998): Technik des Ultraschallaufschlusses von Klärschlämmen, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): *Klärschlamm-Desintegration – Forschung und Anwendung*, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 49 - 74
- Schütte H., Kula M.-R. (1986): Einsatz von Rührwerkskugelmöhlen und Hochdruckhomogenisatoren für den technischen Aufschluss von Mikroorganismen, *Biotech-Forum – Internationale Zeitschrift für Biotechnologie*, 3. Jahrgang, Heft 2, S.68 - 79
- Seiler K., Pöpel H.J. (1998): Klärschlamm-Desintegration – Verfahren und Ergebnisse, in Pöpel H.J., 56. Darmstädter Seminar – Abwassertechnik: Fortschritte in der Abwassertechnik – 15 Jahre Forschungs- und Entwicklungstätigkeit von Prof.Dr.-Ing. H. Johannes Pöpel, TH Darmstadt, Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung, Band 109, S. 141 – 175
- Seiler K., Pöpel H.J. (1998): Halbtechnische Versuche zur einstufigen Schlammfäulung nach mechanischem Aufschluss, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): *Klärschlamm-Desintegration – Forschung und Anwendung*, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 131 - 147
- Sigg L., Stumm W. (1994): *Aquatische Chemie - Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer*, 3. Auflage, B.G. Teubner Verlag Stuttgart, ISBN 3-7281-1931-8
- Skiadas I.V., Gavala H.N., Ahring B.K. (2005): Thermal pre-treatment of primary and secondary sludge at 70 °C prior to anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, Vol. 52, No. 1 – 2, pp 161 – 166
- Statistisches Bundesamt (2006): *Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung*, Wiesbaden, Fachserie 19 Reihe 2.1
- Stehr N. (1982): *Zerkleinerung und Materialtransport in einer Rührwerkskugelmühle*, Technische Universität Braunschweig, Dissertation

- Stehr N., Müller J. (1998): Gestaltung von Rührwerkskugelmöhlen für den Klärschlamm-aufschluss, in Müller J., Dichtl N., Schwedes J. (Herausgeber): Klärschlamm-des-integration – Forschung und Anwendung, TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, S. 19 - 29
- Svardal K. (1991): Anaerobe Abwasserreinigung – ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Band 95
- Tanaka S., Kobayashi T., Kamiyama K., Lolita M., Bildan N.S. (1997): Effects of thermochemical pre-treatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 8, pp. 209 – 215
- Tanaka S., Kamiyama K. (2002): Thermochemical pre-treatment in the anaerobic digestion of waste activated sludge, Water Science and Technology, Vol. 46, No. 10, pp. 173 – 179
- Tiehm A., Nickel K., Neis U. (1997): The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge, Water science and technology, Vol. 36, No. 11, pp. 121 - 128
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung)
- Umweltbundesamt (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Dessau/Roßlau, März 2008
- Van Handel A. (1994): Influence of the digested COD concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digesters, Water Science and Technology, Vol. 30, No. 8, pp 23 – 24
- Wang Q., Kuninobo M., Kakimoto K., Ogawa H.I., Kato Y. (1999): Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment, Bioresource Technology, Vol. 68, pp 309 – 313
- Wechs F., Hegemann W. (1981): Untersuchungen zur Intensivierung der Schlammfäulung durch Vorbehandlungsverfahren, in 11. Abwassertechnisches Seminar, Biologische Stabilisierung von Schlämmen und hochkonzentrierten Abwässern, TU München, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Nr. 33, S.178 - 205
- Wechs F. (1984): Anaerobe Stabilisierung von pasteurisiertem Klärschlamm, GWF – Das Gas- und Wasserfach, Verlag R. Oldenbourg, München, 125. Jahrgang, Heft 1, S. 1 – 7
- Weemaes M., Grootaerd H., Simoens F., Verstraete W. (2000): Anaerobic digestion of ozonized biosolids, Water Research, Vol. 34, No. 8, pp. 2330 – 2336
- Wendler D. (2003): Optimierung eines Schaumentnahmesystems mit anschließender Homogenisierung zur Verminderung von Betriebsproblemen auf kommunalen Kläranlagen durch Schwimmschlamm und Schaum, Abschlussbericht, DBU AZ 15831/01 und /02
- Wendler D. (2005): Erfassung und Behandlung ausgewählter Stoffströme in der Siedlungswasserwirtschaft, Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Band 131, ISBN 3-921421-61-6

- Weise Th.H.G.G., Jung M. (1998): Klärschlammbehandlung mit der Hochleistungspulstechnik, in Müller J., Dichtl N. Schwedes J., Klärschlammintegration – Forschung und Anwendung, Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 61, ISSN 0934-9731, S. 75 – 82
- Wikipedia (2010): [http://de.wikipedia.org/wiki/Verbrennung_\(Chemie\)](http://de.wikipedia.org/wiki/Verbrennung_(Chemie))
- Wild D. (1997): Nährstoffflüsse in Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination, ETH Zürich, Dissertation Nr.12197
- Wild D, Kislakova A., Siegrist H. (1995): Die Ausfäulung von Schlämmen aus der erhöhten biologischen P-Elimination: Ziele und gegenwärtiger Stand der Forschung an der EAWAG, TH Darmstadt, Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung, Band 84, S. 45 – 60
- Winter A., Dichtl N. (2002): Minimierung von Betriebskosten auf Kläranlagen durch Klärschlammintegration, GWF Wasser Abwasser, Heft 10, S. 712 - 718
- Winter A. (2003): Desintegrationsverfahren zur Intensivierung der Schlammfäulung – großtechnische Vergleiche, Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Band 70, ISSN 0934-9731
- Yeom I.T., Lee K.R., Lee Y.H., Ahn K.H. Lee S.H. (2002): Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants, Water Science and Technology, Vol. 46, No. 4 – 5, pp. 421 – 425

Anlagen

Verzeichnis der Anlagen

Anlage A - 1:	Abkürzungen und Formeln.....	260
Anlage A - 2:	Tabellenverzeichnis.....	263
Anlage A - 3:	Abbildungsverzeichnis	268
Anlage A - 4:	Formelverzeichnis	270
Anlage A - 5:	Ergebnisse Versuchsreihe 1.1 – Anaerobe Schlammstabilisierung ÜS HTVA.....	272
Anlage A - 6:	Ergebnisse Versuchsreihe 1.2 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS DD-Kaditz	274
Anlage A - 7:	Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.1 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + 75 °C	276
Anlage A - 8:	Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.2 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Lenz + 75 °C	278
Anlage A - 9:	Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.3 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Nünchritz + 75 °C	280
Anlage A - 10:	Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.4 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA St. Michaelis + 75 °C	281
Anlage A - 11:	Ergebnisse Versuchsreihe 3 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + Unterdruck + 75 °C.....	282
Anlage A - 12:	Ergebnisse Versuchsreihe 4 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + RKM	284
Anlage A - 13:	Ergebnisse Versuchsreihe 5 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + FKM.....	286
Anlage A - 14:	Ergebnisse Versuchsreihe 6 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Lenz + US.....	288
Anlage A - 15:	Prognose GV-Abbau von Überschussschlamm bei einer Abwasser- temperatur von 10 °C bzw. 20 °C	290
Anlage A - 16:	Prognose zufuhrspezifischer Biogasanfall von Überschussschlamm bei einer Abwassertemperatur von 10 °C bzw. 20 °C.....	291

Anlage A - 1: Abkürzungen und Formeln

Formelzeichen

A_{CSB}	[%]	chemischer Aufschlussgrad
AFS	[ml/l]	abfiltrierbare Stoffe
Al	[mol, mg/l]	Aluminium
A_S	[%]	Aufschlussgrad nach der Sauerstoffverbrauchsrate
B_R	[kg/(m ³ ·d)]	Raumbelastung
Br	[mol, mg/l]	Brom
B_{TS}	[kg/(kg·d)]	Schlammbelastung
BSB_5	[mg/l]	Biochemischer Sauerstoffbedarf
c	[mg/l]	Konzentration
C	[mol, mg/l]	Kohlenstoff
CaO	[mg/l]	Calciumoxid
Ca(OH) ₂	[mg/l]	Calciumhydroxid
CH ₄	[% , l/kg GV]	Methan
Cl	[mol, mg/l]	Chlor
CO ₂	[mg/l]	Kohlendioxid
CSB	[mg/l]	Chemischer Sauerstoffbedarf
$E_{spez.}$	[kWh/kg TR]	Energiebedarf
F	[mol, mg/l]	Fluor
F_{CSB}	[%]	CSB-Freisetzung
Fe	[mol, mg/l]	Eisen
GV	[% , g/l]	Glühverlust
H	[mol, mg/l]	Wasserstoff
H ₂	[mol, mg/l]	Wasserstoff
H ₂ O ₂	[mg/l]	Wasserstoffperoxid
HCl	[mg/l]	Salzsäure
HBr	[mol, mg/l]	Bromwasserstoff
HF	[mol, mg/l]	Fluorwasserstoffsäure
HJ	[mol, mg/l]	Jodwasserstoff
HCO ₃ ⁻	[mg/l]	Hydrogencarbonat
HRT	[d]	hydraulische Verweilzeit
H ₂ O	[l]	Wasser
H ₂ PO ₄ ⁻	[mg/l]	Dihydrogenphosphat
HS ⁻	[mg/l]	Hydrosulfid
H ₂ S	[mg/l]	Schwefelwasserstoff
J	[mol, mg/l]	Jod
K ₂ Cr ₂ O ₇	[mg/l]	Kaliumdichromat
KOH	[mg/l]	Kaliumhydroxid
M	[Nm]	Drehmoment
Mg	[mol, mg/l]	Magnesium
MgO	[mg/l]	Magnesiumoxid
Mg(OH) ₂	[mg/l]	Magnesiumhydroxid
n	[s ⁻¹]	Drehzahl
N	[mol, mg/l]	Stickstoff
N ₂	[mol, mg/l]	Stickstoff
NaOH	[mg/l]	Natriumhydroxid

NH ₃	[mg/l]	Ammoniak
NH ₄ -N	[mg/l]	Ammoniumstickstoff
NO ₂ -N	[mg/l]	Nitritstickstoff
NO ₃ -N	[mg/l]	Nitratstickstoff
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	organische Raumbelastung
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	organische Schlammbelastung
oTS	[% , g/l]	organische Trockensubstanz
O	[mol, mg/l]	Sauerstoff
O ₂	[mg/l]	Sauerstoff
O ₃	[g/g GV]	Ozon
OV	[mg/(l·h)]	Sauerstoffverbrauch
p	[Pa]	Druck
P	[mol, mg/l]	Phosphor
P _{ges}	[mg/l]	Gesamtposphor
P ₄ O ₁₀	[mol, mg/l]	Phosphorpentoxid
oPO ₄ -P	[mg/l]	Ortho-Phosphat
pH	[-]	pH-Wert
S	[mol]	Schwefel
S ²⁻	[mg/l]	Sulfid
SO ₂	[mol, mg/l]	Schwefeldioxid
t	[min, h, d]	Zeit
t _{TS}	[d]	Schlammalter
T	[°C]	Temperatur
TKN	[mg/l]	organisch gebundener Stickstoff, Kjeldahl-Stickstoff
TS	[% , g/l]	Trockensubstanz
TR	[% , g/l]	Trockenrückstand
V	[l]	Volumen

Griechische Buchstaben

Δ	[-]	Differenz
η	[%]	Abbaugrad

Indizes

0	Nullprobe, Ausgangswert, Leelauf
A	Aufschlussdauer
Ab	Ablauf
Abbau	abgebaute Fracht
anorg.	anorganisch
DN	Denitrifikation
f	fallenfiltriert
FMR	freier Mahlraum
ges	gesamte Rohprobe
L	Laugenaufschluss
M	Messung
mf	membranfiltriert (0,45 µm)
min	mineralisch
org.	organisch
P	Probe
S	Sauerstoff
spez.	spezifisch
T	Temperatur
TS	Trockensubstanz
ZB	Zulauf Biologie
Zu	Zulauf

Abkürzungen

BB	Belebungsverfahren
BHKW	Blockheizkraftwerk
DNA	Desoxiribonukleinsäure
E	Einwohner
EW	Einwohnerwert
FHM	Flockungshilfsmittel
FKM	Fliehkraftkugelmühle
FS	Faulschlamm
KA	Kläranlage
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat
n	Anzahl
PS	Primärschlamm
RKM	Rührwerkskugelmühle
RNA	Ribonukleinsäure
S	simultane aerobe Schlammstabilisierung
UH	Ultraschallhomogenisator
ÜS	Überschussschlamm
VK	Vorklärung

Anlage A - 2: Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Biogaspotenziale kommunaler Klärschlämme in Abhängigkeit der stofflichen Zusammensetzung	12
Tabelle 2:	Zulauffrachten der biologischen Abwasserbehandlung in Abhängigkeit ausgewählter Verfahrensführungen der Abwasserbehandlung (ATV-DVWK A 131, 2000).....	15
Tabelle 3:	Überschussschlammanfall bei der Denitrifikation mit externen C-Quellen (Barjenbruch et al., 1998)	18
Tabelle 4:	CSB/GV-Verhältnisse von Überschussschlämmen	20
Tabelle 5:	GV-Abbau von Überschussschlamm – anaerob mesophile Schlammstabilisierung.....	23
Tabelle 6:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Rührwerkskugelmühle auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Seiler und Pöpel, 1998)	42
Tabelle 7:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Rührwerkskugelmühle auf dessen anaeroben Abbau – Batch-Versuche (Baier und Schmidheiny, 1997).....	43
Tabelle 8:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Vollraum-Rührwerkskugelmühle auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)	45
Tabelle 9:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ringspalt-Rührwerkskugelmühle auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)	46
Tabelle 10:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf den anaeroben Abbau von Mischschlamm – Laborversuche (Kopplow, 2006).....	47
Tabelle 11:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche KA Augsburg (Eder, 2004).....	48
Tabelle 12:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschuss- und Faulschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche KA Holzkirchen (Eder, 2004)	49
Tabelle 13:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Nickel, 2001).....	50
Tabelle 14:	Einfluss der Vorbehandlung von Rohschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Nickel, 2001).....	51
Tabelle 15:	Einfluss der Vorbehandlung von Faulschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Halbtechnische Versuche (Nickel, 2001).....	52

Tabelle 16:	Einfluss der Vorbehandlung von Faulschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Batch-Versuche (Grüning, 1998 und Grüning et al., 1997)	53
Tabelle 17:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)	54
Tabelle 18:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ultraschallhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Labor-Versuche (Lafitte-Trouqué und Forster, 2002)	55
Tabelle 19:	Einfluss der Vorbehandlung von Mischschlamm mit Hochdruckhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Kopplow, 2006)	56
Tabelle 20:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Hochdruckhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Wendler, 2005)	56
Tabelle 21:	Einfluss der Teilstrombehandlung von Faulschlamm mit Hochdruckhomogenisator auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Winter, 2003)	57
Tabelle 22:	Einfluss der Vorbehandlung von Mischschlamm mit Hochleistungspulstechnik auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Kopplow, 2006)	59
Tabelle 23:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ozon auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)	61
Tabelle 24:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Ozon auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Goel et al., 2003)	62
Tabelle 25:	Einfluss der Vorbehandlung von Überschussschlamm mit Lysatzentrifuge auf die Prozesswasserbelastung nach anaeroben Abbau von Mischschlamm – Technische Versuche (Winter, 2003)	65
Tabelle 26:	Einfluss der alkalischen Vorbehandlung von Mischschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Caraballa et al., 2006)	67
Tabelle 27:	Einfluss der alkalischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Lin et al., 1997)	68
Tabelle 28:	Auswirkungen der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf die CSB-Freisetzung (Li und Noike, 1992)	70
Tabelle 29:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen Biogasanfall – kontinuierliche Versuche (Li und Noike, 1992)	72
Tabelle 30:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Hiraoka et al., 1984)	74
Tabelle 31:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf den anaeroben Abbau von Rohschlamm – Pilotversuche (Hiraoka et al., 1984)	75

Tabelle 32:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Rohschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Caraballa et al., 2006).....	77
Tabelle 33:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Rohschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Wechs, 1984).....	80
Tabelle 34:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Batch-Versuche (Kuribayashi und Sato, 1983)	81
Tabelle 35:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Kuribayashi und Sato, 1983)	81
Tabelle 36:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Primär-, Überschuss- und Rohschlamm auf deren anaeroben Abbau – Laborversuche (Haug et al., 1978)	82
Tabelle 37:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Haug et al., 1978).....	83
Tabelle 38:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm und Mischschlamm auf den anaeroben Abbau von Mischschlamm – Laborversuche (Kopplow, 2006).....	84
Tabelle 39:	Überblick für den thermischen Aufschluss genutzte Schlammarten – Pinnekamp (1987)	85
Tabelle 40:	Einfluss der thermischen + chemischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Haug et al., 1978) ..	90
Tabelle 41:	Einfluss der thermischen + chemischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Tanaka und Kamiyama, 2002)	91
Tabelle 42:	Einfluss des Mikrowellenaufschlusses von Überschussschlamm auf dessen anaeroben Abbau – Laborversuche (Park et al., 2004)	92
Tabelle 43:	Überblick Versuchsprogramm	96
Tabelle 44:	Zusammensetzung und Menge von Biogas infolge anaerobem Abbau von Kohlenhydraten, Fetten und Proteinen (Roediger et al., 1990)	112
Tabelle 45:	Beispielhafte Metallkonzentrationen im Abwasser.....	135
Tabelle 46:	Beispiele Karbonatfällung.....	136
Tabelle 47:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA	138
Tabelle 48:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA...	140
Tabelle 49:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz	142
Tabelle 50:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz	142
Tabelle 51:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C.....	146

Tabelle 52:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C	148
Tabelle 53:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C	150
Tabelle 54:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C	151
Tabelle 55:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Nünchritz + 75 °C	153
Tabelle 56:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Nünchritz + 75 °C	154
Tabelle 57:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA St. Michaelis + 75 °C	155
Tabelle 58:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C	157
Tabelle 59:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C	159
Tabelle 60:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM	162
Tabelle 61:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM	164
Tabelle 62:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM	167
Tabelle 63:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM	168
Tabelle 64:	Mittelwerte Biogasanfall und GV-Abbau – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US	171
Tabelle 65:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US	173
Tabelle 66:	Klassenverteilungen des chemischen Aufschlussgrades (A_{CSB}) von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite $\pm 2,5\%$	176
Tabelle 67:	Klassenverteilungen der CSB_{mf} -Freisetzung (CSB_{mf}/CSB_{ges}) von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite $\pm 5\%$	177
Tabelle 68:	Klassenverteilungen der hydraulischen Verweilzeit bei den Versuchen zur anaeroben Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite ± 2 d	178
Tabelle 69:	Klassenverteilung GV-Abbau bzw. zufuhrspezifischer Biogasanfall der Referenzversuche zur anaeroben Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm – Klassenbreite GV-Abbau $\pm 2,5\%$; Klassenbreite zufuhrspezifischer Biogasanfall ± 25 l/kgGV _{Zu}	180

Tabelle 70:	Spezifische kapillare Saugzeit von desintegriertem Überschussschlamm – anaerob mesophile Stabilisierung	191
Tabelle 71:	Deskriptive Statistik – GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall von unbehandeltem und desintegriertem Überschussschlamm unter Berücksichtigung der hydraulischen Verweilzeit der anaerob mesophilen Stabilisierung	193
Tabelle 72:	Deskriptive Statistik – relative Änderungen des GV-Abbaus und des zufuhrspezifischen Biogasanfalls von unbehandeltem Überschussschlamm infolge Desintegration und Verweilzeitverkürzung	195
Tabelle 73:	Stoffliche Zusammensetzung von Biomasse.....	195
Tabelle 74:	Zufuhrspezifische Biogasanfälle, CH ₄ -Konzentrationen bzw. –frachten, Stickstoffverhältnisse N_{ges}/GV_{Zu} sowie NH ₄ -N-Freisetzungen NH_4-N/N_{ges} anaerob stabilerter Überschussschlämme (unaufgeschlossen bzw. desintegriert)	197
Tabelle 75:	Abbauspezifische Biogasanfälle und CH ₄ -Konzentrationen bzw. –frachten anaerob stabilerter Überschussschlämme (unaufgeschlossen bzw. desintegriert)	198
Tabelle 76:	Chemischer Aufschlussgrad (A_{CSB}) und CSB_{mf}/CSB_{ges} von Überschussschlamm – Leistungsspektrum von Desintegrationsverfahren	215
Tabelle 77:	Chemischer Aufschlussgrad A_{CSB} und $CSB_{mf}/CSB_{ges,Zu}$ von desintegriertem Überschussschlamm - Desintegration + anaerob thermophile Stabilisierung	225
Tabelle 78:	Mittelwerte GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall - anaerob thermophil stabilerter desintegrierter Überschussschlamm	226
Tabelle 79:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung – anaerob thermophil stabilerter desintegrierter Überschussschlamm	227
Tabelle 80:	Spezifische kapillare Saugzeit von desintegrierten Überschussschlamm – anaerob thermophile Stabilisierung	228
Tabelle 81:	Chemischer Aufschlussgrad A_{CSB} und $CSB_{mf}/CSB_{ges,Zu}$ von desintegriertem Überschussschlamm – Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung	229
Tabelle 82:	Mittelwerte GV-Abbau und zufuhrspezifischer Biogasanfall von Überschussschlamm – Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung	230
Tabelle 83:	Mittelwerte Prozesswasserbelastung von Überschussschlamm - Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung	234
Tabelle 84:	Spezifische kapillare Saugzeit von Überschussschlamm – Vergleich anaerob thermophile Stabilisierung mit Desintegration + anaerob mesophile Stabilisierung	235

Anlage A - 3: Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Einfluss der Vorklärzeit auf im Primärschlamm enthaltene Biogas- potenziale	14
Abbildung 2:	Einfluss von mechanischer Abwasserbehandlung und Schlammalter auf die im Überschussschlamm fixierten CSB-Frachten und Biogaspotenziale	21
Abbildung 3:	Einfluss der mechanischer Abwasserbehandlung auf die Biogas- produktion von Primärschlamm	22
Abbildung 4:	Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Überschuss- schlamm erreichbaren GV- bzw. CSB-Abbaugrades unter Berücksichtigung des Schlammalters.....	24
Abbildung 5:	Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Überschuss- schlamm erreichbaren CSB-Abbau bzw. Biogasanfalls unter Berücksichtigung des Schlammalters.....	25
Abbildung 6:	Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Misch- schlamm erreichbaren GV- bzw. CSB-Abbaugrades unter Berück- sichtigung der Einflüsse der mechanischen Abwasserbehandlung und des Betriebsschlammalters der biologischen Abwasserbehandlung	27
Abbildung 7:	Prognose des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von Misch- schlamm erreichbaren CSB-Abbaus bzw. Biogasanfalls unter Berück- sichtigung der Einflüsse der mechanischen Abwasserbehandlung und des Betriebsschlammalters der biologischen Abwasserbehandlung	28
Abbildung 10:	Einsatzorte der Desintegration in der Abwasser- und Schlamm- behandlung (ATV-DVWK, 2001).....	39
Abbildung 11:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Überschussschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Batch-Versuche (Li und Noike, 1992).....	71
Abbildung 12:	Einfluss der thermischen Behandlung von Impfschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Batch-Versuche (Dohanyos et al., 2004)	79
Abbildung 13:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Klärschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Laborversuche 20 d HRT (Pinnekamp, 1987)	86
Abbildung 14:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Klärschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Laborversuche 10 d HRT (Pinnekamp, 1987)	86
Abbildung 15:	Einfluss der thermischen Vorbehandlung von Klärschlamm auf dessen zufuhrspezifischen Biogasanfall – Laborversuche 7,5 d HRT (Pinnekamp, 1987)	87
Abbildung 16:	Einfluss der Reaktortemperatur der anaeroben Schlammstabilisierung auf den zufuhrspezifischen Biogasanfall von thermisch vorbehandelten Klärschlamm – Laborversuche (Pinnekamp, 1987).....	88

Abbildung 17:	Labor-Batchkugelmühle PE 075 Fa. Netzsch-Feinmahltechnik GmbH ..	98
Abbildung 18:	Fliehkraftkugelmühle S 100 Fa. Retsch GmbH	98
Abbildung 19:	Schüttelwasserbad GFL 1086 Gesellschaft für Labortechnik mbH.....	99
Abbildung 20:	Vakuumpumpe Laboport Fa. VWR Internation GmbH.....	100
Abbildung 21:	Ultraschallhomogenisator UP 400S Fa. Dr. Hielscher GmbH.....	101
Abbildung 23:	CSB-Bilanz eines Anaerobreaktors (Svardal, 1991).....	119
Abbildung 24:	P-Bilanz eines Anaerobreaktors	121
Abbildung 25:	N-Bilanz eines Anaerobreaktors	122
Abbildung 26:	Temperatur- und pH-Einfluss auf das Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht (Anthonisen et al., 1976).....	125
Abbildung 27:	NH ₃ -N-Frachten im Biogas unter Berücksichtigung des Einflusses von Temperatur, pH-Wert und NH ₄ -N-Prozesswasserkonzentration	126
Abbildung 28:	NH ₃ -N-Anteil von Biogas an der Gesamtstickstofffracht anaerober Reaktoren zur Überschussschlammstabilisierung unter Berücksichtigung des Einflusses von Temperatur, NH ₄ -N-Prozesswasserkonzentration und pH-Wert.....	127
Abbildung 29:	TR _{min} -Bilanz eines Anaerobreaktors	129
Abbildung 30:	Abhängigkeit einzelner Kohlensäureformen (CO ₂ , HCO ₃ ⁻ und CO ₃ ²⁻) vom pH-Wert.....	132
Abbildung 31:	CO ₂ -Gleichgewichtskonzentration entsprechend dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht für verschiedene Kalziumkonzentrationen.....	133
Abbildung 32:	Abhängigkeit der CO ₂ -Löslichkeit von Temperatur und Partialdruck bei Wasserdampfsättigung	134
Abbildung 38:	Perzentil-Verteilung des bei der anaerob mesophilen Stabilisierung von desintegriertem Überschussschlamm erreichten GV-Abbaus bzw. zufuhrspezifischen Biogasanfalls	182
Abbildung 45:	Verteilung am anaeroben Abbau von Überschussschlamm beteiligter Stoffgruppen - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall	200
Abbildung 46:	Verteilung am anaeroben Abbau von Überschussschlamm beteiligter Stoffgruppen – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall.....	203
Abbildung 47:	Einfluss der Desintegration auf den GV-Abbau von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik	207
Abbildung 48:	Einfluss der Desintegration auf den Biogasanfall von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik	208

Anlage A - 4: Formelverzeichnis

Gleichung 1:	Anaerober Abbau organischer Verbindungen (Roediger et al., 1990).....	11
Gleichung 2:	Verbrennung Methan.....	13
Gleichung 3:	Überschussschlammanfall infolge Kohlenstoffelimination (Hartwig, 1993)	17
Gleichung 4:	Allgemeine Verbrennungsgleichung organischer Stoffe (Wikipedia, 2010).....	19
Gleichung 5:	Sauerstoffverbrauch	32
Gleichung 6:	Aufschlussgrad nach der Sauerstoffverbrauchsrate	32
Gleichung 7:	Chemischer Aufschlussgrad	33
Gleichung 8:	CSB-Freisetzung	34
Gleichung 9:	Spezifischer Energieverbrauch des Zellaufschlusses	34
Gleichung 10:	Spezifischer Energieverbrauch beim Zellaufschluss mit Scherspalt- und Ultraschallhomogenisatoren	35
Gleichung 11:	Spezifischer Energieverbrauch beim Zellaufschluss mit Hochdruck- homogenisatoren	35
Gleichung 12:	Spezifischer Energieverbrauch beim Zellaufschluss mit Rührwerks- kugelmühlen	35
Gleichung 13:	Normierung des Biogasvolumens	104
Gleichung 14:	GV-Abbau	115
Gleichung 15:	CSB-Bilanz eines Anaerobreaktors.....	120
Gleichung 16:	CSB-Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Frachtänderung des Reaktors	120
Gleichung 17:	P-Bilanz eines Anaerobreaktors	122
Gleichung 18:	P-Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Fracht- änderung des Reaktors	122
Gleichung 19:	N-Bilanz eines Anaerobreaktors	123
Gleichung 20:	N-Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Fracht- änderung des Reaktors	123
Gleichung 21:	TR _{min} -Bilanz eines Anaerobreaktors	129
Gleichung 22:	TR _{min} -Bilanz eines Anaerobreaktors unter Berücksichtigung der Frachtänderung des Reaktors	129
Gleichung 23:	Festlegung der Klassenanzahl für die Klassifizierung von Versuchs- daten (Brooks und Carruthers, 1953)	176
Gleichung 24:	GV-Abbau infolge beteiligter Stoffgruppen	199
Gleichung 25:	Biogasanfall infolge beteiligter Stoffgruppen	199
Gleichung 26:	Methananfall infolge beteiligter Stoffgruppen	199
Gleichung 27:	Kohlenhydratabbau - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall	199

Gleichung 28:	Fettabbau - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall.....	200
Gleichung 29:	Eiweißabbau - Basis GV-Abbau, Biogasanfall, Methananfall.....	200
Gleichung 30:	Eiweißabbau – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall	202
Gleichung 31:	Kohlenhydratabbau – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall ..	202
Gleichung 32:	Fettabbau – Basis N-Freisetzung, Biogasanfall, Methananfall	202

**Anlage A - 5: Ergebnisse Versuchsreihe 1.1 – Anaerobe Schlammstabilisierung
ÜS HTVA**

Tabelle A-I 1: Deskriptive Statistik Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	51	7,5	7,3	0,66	8,7
GV	[%]	51	67,5	67,7	1,31	2,0
CSB/oTS	[-]	2	1,43	1,43	0,14	9,8
N/oTS	[-]	3	0,085	0,084	0,002	2,2
P/oTS	[-]	1	0,02	0,02	-	-
N/CSB	[-]	1	0,064	0,064	-	-
P/CSB	[-]	1	0,015	0,015	-	-
N/P	[-]	1	4,209	4,209	-	-

Tabelle A-I 2: Mittelwerte Versuchsreaktoren - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Parameter	Einheit	6 d	12 d	24 d	6 d	12 d	24 d
		thermophil			mesophil		
TR	[%]	5,7	5,5	5,0	6,2	5,8	5,2
GV	[%]	57,1	55,3	52,9	60,3	58,0	55,9
Temp	[°C]	55,1	54,9	54,7	36,2	35,4	35,3
pH	[-]	7,62	7,64	7,64	7,34	7,42	7,48
Biogas	[l/d]	14,41	8,21	4,21	9,68	5,74	3,64
CH ₄	[%]	64,0	63,9	63,5	61,9	64,1	62,9
oB _R	[kg/(m ³ · d)]	8,45	4,22	2,11	8,45	4,22	2,11
oB _{TS}	[kg/(kg · d)]	0,148	0,077	0,043	0,137	0,074	0,041

Tabelle A-I 3: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB- CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
6 d 55°C	55	4.186,3	- 2.878,7	-11,0	- 1.450,0	- 3,7
12 d 55°C	55	2.093,2	- 1.343,6	- 16,0	- 824,6	- 4,3
24 d 55°C	55	1.046,6	- 595,7	- 44,8	- 420,5	- 1,4
6 d 35°C	55	4.186,3	- 3.147,8	- 38,4	- 890,5	+ 2,6
12 d 35°C	55	2.093,2	- 1.414,9	- 69,4	- 579,0	+ 1,4
24 d 35°C	55	1.046,6	- 620,4	- 16,9	- 360,2	+ 4,7

Tabelle A-I 4: Mineralische Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
6 d 55°C	55	1.345,8	- 1.344,3	- 1,2	+ 0,0
12 d 55°C	55	672,9	- 674,9	- 9,5	- 1,7
24 d 55°C	55	336,5	- 321,5	- 19,7	- 1,4
6 d 35°C	55	1.345,9	- 1.340,3	- 5,9	+ 0,0
12 d 35°C	55	672,95	- 662,6	- 13,4	- 0,5
24 d 35°C	55	336,5	- 312,6	- 15,2	+ 2,6

Tabelle A-I 5: Stickstoffbilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
6 d 55°C	55	238,5	- 239,1	- 1,3	- 0,8
12 d 55°C	55	119,2	- 117,9	- 4,0	- 2,3
24 d 55°C	55	59,6	- 55,1	- 3,0	+ 2,5
6 d 35°C	55	238,5	- 235,5	- 1,7	- 0,5
12 d 35°C	55	119,2	- 115,2	- 3,2	+ 0,7
24 d 35°C	55	59,6	- 53,5	- 3,5	+ 4,4

Tabelle A-I 6: Phosphorbilanz – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
6 d 55°C	55	66,2	- 68,2	- 2,6	- 6,9
12 d 55°C	55	33,1	- 33,7	- 2,5	- 9,4
24 d 55°C	55	16,6	- 15,8	- 2,2	- 8,4
6 d 35°C	55	66,2	- 65,8	- 2,4	- 3,0
12 d 35°C	55	33,1	- 31,9	- 2,1	- 2,7
24 d 35°C	55	16,6	- 15,0	- 1,9	- 1,8

Anlage A - 6: Ergebnisse Versuchsreihe 1.2 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS DD-Kaditz

Tabelle A-II 1: Deskriptive Statistik Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	emp. Variations-koeffizient
TR	[%]	39	4,0	4,0	0,27	6,9
GV	[%]	39	70,9	71,2	1,64	2,3

Tabelle A-II 2: Mittelwerte Versuchsreaktoren - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Parameter	Einheit	20 d	20 d
		thermophil	mesophil
TR	[%]	2,48	2,44
GV	[%]	51,2	50,4
Temp	[°C]	52,0	35,3
pH	[-]	7,53	7,46
Biogas	[l/d]	7,34	7,52
CH ₄	[%]	66,0	65,5
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	1,42	1,42
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,057	0,061

Tabelle A-II 3: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB-CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
20 d 55°C	57	1.052,9	-551,2	- 16,2	- 542,4	- 2,3
20 d 35°C	57	1.052,9	- 477,4	- 26,7	- 549,2	+ 5,0

Tabelle A-II 4: Mineralische Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
20 d 55°C	57	267,0	- 279,1	17,0	+ 1,8
20 d 35°C	57	267,0	- 267,8	11,8	+ 4,1

Tabelle A-II 5: Stickstoffbilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
20 d 55°C	57	72,2	- 74,4	1,3	- 1,2
20 d 35°C	57	72,2	- 69,8	3,9	+ 8,7

Tabelle A-II 6: Phosphorbilanz – anaerobe Stabilisierung ÜS DD-Kaditz

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
20 d 55°C	57	23,0	- 24,3	0,2	- 4,8
20 d 35°C	57	23,0	- 20,5	1,1	+ 15,6

**Anlage A - 7: Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.1 - Anaerobe Schlammstabilisierung
– ÜS HTVA + 75 °C**

Tabelle A-III 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	41	7,1	7,1	0,52	7,3
GV	[%]	41	67,0	67,3	1,20	1,8
CSB/oTS	[-]	4	1,49	1,50	0,04	2,7
N/oTS	[-]	2	0,087	0,087	0,003	2,9
P/oTS	[-]	4	0,032	0,032	0,001	2,2
N/CSB	[-]	2	0,058	0,058	0,001	0,9
P/CSB	[-]	4	0,021	0,021	0,001	3,8
N/P	[-]	2	2,70	2,70	0,04	1,6

Tabelle A-III 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	39	7,3	7,30	0,50	6,9
GV	[%]	39	67,3	67,4	1,20	1,8
CSB _{mf} /CSB	[-]	3	0,235	0,209	0,073	31,0
TKN _{mf} /TKN	[-]	2	0,336	0,336	0,084	25,0
NH ₄ -N/TKN	[-]	6	0,004	0,003	0,004	110,1
P _{ges, mf} /P _{ges}	[-]	3	0,262	0,254	0,059	22,6
PO ₄ -P/P _{ges}	[-]	12	0,108	0,104	0,043	40,0

Tabelle A-III 3: Mittelwerte Versuchsreaktoren – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Parameter	Einheit	12 d	12 d	24 d	12 d	12 d	24 d
			75 °C	75 °C		75 °C	75 °C
		thermophil			mesophil		
TR	[%]	5,0	5,2	5,1	5,6	5,6	5,3
GV	[%]	56,8	57,2	55,4	59,8	58,6	56,4
Temp	[°C]	53,7	53,7	54,1	35,6	35,2	35,6
pH	[-]	7,43	7,43	7,48	7,22	7,31	7,36
Biogas	[l/d]	4,90	4,91	4,02	3,76	4,72	3,94
CH ₄	[%]	61,1	61,9	63,0	59,5	62,2	65,8
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	3,98	4,10	2,05	3,98	4,10	2,05
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,079	0,078	0,040	0,072	0,074	0,039

Tabelle A-III 4: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Reaktor	Zeit- raum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB- CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55 °C	41	985,0	- 610,6	1,2	- 350,7	+ 2,5
12 d 55 °C + 75 °C	41	1.001,1	- 642,8	1,0	- 356,2	+ 0,3
24 d 55 °C + 75 °C	41	750,8	- 460,6	1,1	- 296,4	- 0,7
12 d 35 °C	41	985,0	- 692,4	3,3	- 262,4	+ 3,4
12 d 35 °C + 75 °C	41	1.001,1	- 675,9	- 3,7	- 343,6	- 2,2
24 d 35 °C + 75 °C	41	750,8	- 471,3	4,4	- 303,8	- 2,6

Tabelle A-III 5: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]
12 d 55 °C	41	321,4	- 297,1	- 20,1	+ 1,3
12 d 55 °C + 75 °C	41	327,1	- 305,8	- 4,7	+ 5,1
24 d 55 °C + 75 °C	41	245,4	- 234,6	- 10,4	+ 0,2
12 d 35 °C	41	321,4	- 305,8	- 0,1	+ 4,8
12 d 35 °C + 75 °C	41	327,1	- 313,3	- 7,3	+ 2,0
24 d 35 °C + 75 °C	41	245,4	- 237,4	- 16,4	- 3,4

Tabelle A-III 6: TKN-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]
12 d 55 °C	41	56,5	- 55,0	- 2,9	- 2,5
12 d 55 °C + 75 °C	41	57,7	- 56,4	- 0,1	+ 2,1
24 d 55 °C + 75 °C	41	43,3	- 43,3	- 0,8	- 1,8
12 d 35 °C	41	56,5	- 56,4	- 0,4	- 0,5
12 d 35 °C + 75 °C	41	57,7	- 56,6	- 0,2	+ 1,6
24 d 35 °C + 75 °C	41	43,3	- 43,1	- 1,0	- 1,8

Tabelle A-III 7: P-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]
12 d 55 °C	41	21,4	- 20,3	- 1,1	0,0
12 d 55 °C + 75 °C	41	22,2	- 21,1	0,0	+ 5,0
24 d 55 °C + 75 °C	41	16,7	- 16,0	- 0,3	+ 2,4
12 d 35 °C	41	21,4	- 20,6	- 0,2	+ 2,8
12 d 35 °C + 75 °C	41	22,2	- 21,5	- 0,1	+ 2,7
24 d 35 °C + 75 °C	41	16,7	- 14,3	- 0,4	+ 12,0

Anlage A - 8: Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.2 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS KA Lenz + 75 °C

Tabelle A-IV 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	emp. Variations-koeffizient
TR	[%]	33	6,16	6,21	0,14	2,34
GV	[%]	33	60,6	60,7	0,42	0,69
CSB/GV	[-]	7	1,57	1,45	0,22	13,67

Tabelle A-IV 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	emp. Variations-koeffizient
TR	[%]	32	6,13	6,15	0,13	2,08
GV	[%]	32	60,6	60,6	0,33	0,55
CSB _{mf} /CSB	[-]	7	0,126	0,123	0,012	9,884

Tabelle A-IV 3: Mittelwerte Versuchsreaktoren – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Parameter	Einheit	24 d FHM	24 d	24 d FHM	24 d 75 °C
		thermophil	mesophil		
TR	[%]	4,98	5,12	5,05	5,14
GV	[%]	54,8	57,8	57,7	55,9
Temp	[°C]	53,2	35,1	35,0	35,2
pH	[-]	7,33	7,16	7,14	7,31
Biogas	[Nl/d]	1,10	0,51	0,54	0,89
CH ₄	[%]	58,1	50,2	50,0	57,2
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	1,48	1,48	1,48	1,48
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,030	0,029	0,029	0,029

Tabelle A-IV 4: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Reaktor	Zeit-raum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB-CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
24 d 55°C FHM	47	404,2	- 335,0	18,0	- 86,2	+ 0,2
24 d 35°C	47	404,2	- 348,7	- 3,4	- 34,5	+ 4,4
24 d 35°C FHM	47	404,2	- 332,2	- 17,1	- 35,9	+ 4,7
24 d 35°C 75 °C	47	425,4	- 337,7	- 5,9	- 68,2	+ 3,2

Tabelle A-IV 5: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]
24 d 55°C FHM	47	195,7	-174,0	- 9,5	+ 6,2
24 d 35°C	47	195,7	- 168,1	- 14,0	+ 6,9
24 d 35°C FHM	47	195,7	- 165,5	- 21,0	+ 4,7
24 d 35°C 75 °C	47	180,6	- 174,9	- 15,9	- 5,6

Tabelle A-IV 6: TKN-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]
24 d 55°C FHM	47	21,2	- 23,6	1,1	- 6,1
24 d 35°C	47	21,2	- 23,1	0,0	- 9,0
24 d 35°C FHM	47	21,2	- 22,2	- 0,8	- 8,5
24 d 35°C 75 °C	47	22,2	- 23,9	0,0	- 7,7

Tabelle A-IV 7: P-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]
24 d 55°C FHM	47	7,5	- 9,6	0,9	- 16,0
24 d 35°C	47	7,5	- 8,7	0,0	- 16,0
24 d 35°C FHM	47	7,5	- 8,5	- 0,5	- 20,0
24 d 35°C 75 °C	47	7,7	- 9,3	0,0	- 20,8

**Anlage A - 9: Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.3 - Anaerobe Schlammstabilisierung –
ÜS KA Nünchritz + 75 °C**

**Tabelle A-V 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA
Nünchritz + 75 °C**

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	25	6,2	6,2	0,20	3,2
GV	[%]	25	72,3	72,0	0,90	1,2

**Tabelle A-V 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA
Nünchritz + 75 °C**

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	25	6,2	6,2	0,18	2,9
GV	[%]	25	72,4	72,2	0,84	1,2
CSB _{mf} /CSB	[-]	1	0,128	0,128	-	-

**Tabelle A-V 3: Mittelwerte Versuchsreaktoren – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Nünchritz +
75 °C**

Parameter	Einheit	24 d FHM	24 d	24 d FHM	24 d 75 °C
		thermophil	mesophil		
TR	[%]	4,6	4,6	4,6	4,7
GV	[%]	60,5	62,2	61,8	60,8
Temp	[°C]	53,2	34,8	34,9	35,1
pH	[-]	7,29	7,13	7,12	7,26
Biogas	[l/d]	1,74	1,19	1,13	1,48
CH ₄	[%]	59,0	53,2	53,5	60,0
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	1,81	1,81	1,81	1,82
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,040	0,039	0,039	0,039

Tabelle A-V 4: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Nünchritz + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
24 d 55°C FHM	36	99,6	- 108,9	7,2	- 2,1
24 d 35°C	36	99,6	- 104,4	9,9	+ 5,1
24 d 35°C FHM	36	99,6	- 106,0	15,7	- 9,3
24 d 35°C 75 °C	36	99,8	- 111,1	5,9	- 5,4

**Anlage A - 10: Ergebnisse Versuchsreihe 2.1.4 - Anaerobe Schlammstabilisierung –
ÜS KA St. Michaelis + 75 °C**

Tabelle A-VI 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA St. Michaelis + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	24	6,1	6,1	0,16	2,6
GV	[%]	24	64,9	65,5	3,03	4,7

Tabelle A-VI 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA St. Michaelis + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	24	6,2	6,2	0,15	2,4
GV	[%]	24	65,1	65,6	3,09	4,8

Tabelle A-VI 3: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA St. Michaelis + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
24 d 55°C FHM	43	153,3	- 151,3	0,60	+ 1,7
24 d 35°C	43	153,3	- 156,8	9,30	+ 3,8
24 d 35°C FHM	43	153,3	- 159,1	8,97	+ 2,1
24 d 35°C 75 °C	43	147,4	- 157,9	5,46	- 3,4

**Anlage A - 11: Ergebnisse Versuchsreihe 3 - Anaerobe Schlammstabilisierung –
ÜS HTVA + Unterdruck + 75 °C**

Tabelle A-VII 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	46	7,6	7,5	0,46	6,0
GV	[%]	45	73,8	74,1	2,03	2,8
CSB/oTS	[-]	5	1,56	1,53	0,13	8,6
N/oTS	[-]	5	0,090	0,092	0,004	4,1
P/oTS	[-]	5	0,023	0,024	0,002	8,0
N/CSB	[-]	5	0,058	0,059	0,003	4,8
P/CSB	[-]	5	0,015	0,015	0,001	6,0
N/P	[-]	5	3,86	3,91	0,18	4,6

Tabelle A-VII 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA +U + 75 °C

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	45	7,8	7,7	0,47	6,0
GV	[%]	44	74,0	74,3	2,04	2,8
CSB _{mf} /CSB	[-]	6	0,187	0,180	0,031	16,7
TKN _{mf} /TKN	[-]	6	0,312	0,320	0,032	10,1
NH ₄ -N/TKN	[-]	6	0,035	0,039	0,028	78,7
P _{ges, mf} /P _{ges}	[-]	6	0,161	0,158	0,051	31,8

Tabelle A-VII 3: Mittelwerte Versuchsreaktoren – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Parameter	Einheit	12 d	12 d U + 75 °C	24 d U + 75 °C	12 d	12 d U + 75 °C	24 d U + 75 °C
		thermophil			Mesophil		
TR	[%]	5,6	5,5	5,0	5,6	5,5	4,9
GV	[%]	61,7	61,7	59,5	64,3	63,1	61,2
Temp	[°C]	54,9	54,8	54,6	35,3	35,2	35,1
pH	[-]	7,68	7,70	7,65	7,36	7,45	7,41
Biogas	[l/d]	6,05	6,18	3,30	5,00	5,64	3,07
CH ₄	[%]	61,5	62,2	58,9	64,0	63,9	59,2
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	4,57	4,80	2,40	4,57	4,80	2,40
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,082	0,088	0,048	0,083	0,088	0,050

Tabelle A-VII 4: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Reaktor	Zeit- raum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB- CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55 °C	46	1.283,4	- 825,2	- 17,4	- 488,9	- 3,7
12 d 55 °C + U + 75 °C	46	1.307,9	- 840,0	11,0	- 505,4	- 2,0
24 d 55 °C + U + 75 °C	46	654,0	- 362,6	3,5	- 255,2	+ 6,1
12 d 35 °C	46	1.283,4	- 827,2	11,0	- 421,1	+ 3,6
12 d 35 °C + U + 75 °C	46	1.307,9	- 818,1	16,7	- 473,8	+ 2,5
24 d 35 °C + U + 75 °C	46	654,0	- 360,7	7,8	- 238,7	+ 9,5

Tabelle A-VII 5: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55 °C	46	323,9	- 324,9	1,3	+ 0,1
12 d 55 °C + U + 75 °C	46	311,3	- 317,9	3,9	- 0,9
24 d 55 °C + U + 75 °C	46	155,6	- 153,4	5,8	+ 5,1
12 d 35 °C	46	323,9	- 297,0	3,6	+ 9,4
12 d 35 °C + U + 75 °C	46	311,3	- 306,2	1,4	+ 2,1
24 d 35 °C + U + 75 °C	46	155,6	- 144,1	8,8	+ 13,0

Tabelle A-VII 6: TKN-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55 °C	46	73,8	- 76,5	0,1	- 3,5
12 d 55 °C + U + 75 °C	46	76,0	- 76,4	1,0	+ 0,8
24 d 55 °C + U + 75 °C	46	38,0	- 35,5	1,2	+ 9,7
12 d 35 °C	46	73,8	- 71,8	2,3	+ 5,8
12 d 35 °C + U + 75 °C	46	76,0	- 73,1	2,2	+ 6,7
24 d 35 °C + U + 75 °C	46	38,0	- 32,0	1,6	+ 20,0

Tabelle A-VII 7: P-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + U + 75 °C

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55 °C	46	20,2	- 21,9	0,0	- 8,4
12 d 55 °C + U + 75 °C	46	20,1	- 22,1	0,3	- 8,5
24 d 55 °C + U + 75 °C	46	10,0	- 10,6	0,3	- 3,0
12 d 35 °C	46	20,2	- 20,5	1,0	+ 3,5
12 d 35 °C + U + 75 °C	46	20,1	- 19,9	0,0	+ 1,0
24 d 35 °C + U + 75 °C	46	10,0	- 9,3	0,4	+ 11,0

Anlage A - 12: Ergebnisse Versuchsreihe 4 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + RKM

Tabelle A-VIII 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	emp. Variations-koeffizient
TR	[%]	62	8,1	8,0	0,38	4,7
GV	[%]	62	70,5	70,5	0,92	1,3
CSB/oTS	[-]	9	1,56	1,55	0,07	4,4
N/oTS	[-]	8	0,091	0,093	0,008	8,8
P/oTS	[-]	8	0,029	0,029	0,002	7,7
N/CSB	[-]	8	0,058	0,057	0,004	7,3
P/CSB	[-]	8	0,019	0,019	0,001	3,5
N/P	[-]	8	3,09	3,04	0,26	8,5

Tabelle A-VIII 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	emp. Variations-koeffizient
TR	[%]	61	7,8	7,8	0,52	6,6
GV	[%]	61	70,1	70,3	0,89	1,3
CSB _{mf} /CSB	[-]	8	0,085	0,084	0,013	15,0
TKN _{mf} /TKN	[-]	8	0,212	0,204	0,030	14,1
NH ₄ -N/TKN	[-]	8	0,033	0,033	0,005	15,6
P _{ges, mf} /P _{ges}	[-]	8	0,090	0,090	0,022	24,6

Tabelle A-VIII 3: Mittelwerte Versuchsreaktoren – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Parameter	Einheit	12 d	12 d RKM	24 d RKM	12 d	12 d RKM	24 d RKM
		thermophil			mesophil		
TR	[%]	6,1	5,9	5,8	6,3	6,1	5,8
GV	[%]	59,5	58,9	56,3	62,6	60,6	58,7
Temp	[°C]	54,8	54,8	54,8	35,5	35,3	35,3
pH	[-]	7,65	7,64	7,63	7,35	7,41	7,40
Biogas	[l/d]	5,56	5,55	4,66	4,28	4,88	3,96
CH ₄	[%]	60,1	61,3	63,1	60,3	63,8	66,0
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	4,80	4,65	2,23	4,80	4,65	2,23
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,079	0,079	0,038	0,076	0,077	0,033

Tabelle A-VIII 4: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Reaktor	Zeit- raum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB- CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	62	1.813,5	- 1.165,5	- 33,7	- 592,3	+ 1,2
12 d 55°C RKM	62	1.801,3	- 1.163,4	- 0,4	- 602,5	+ 1,9
24 d 55°C RKM	36	752,8	- 481,1	29,2	- 302,2	- 0,2
12 d 35°C	62	1.813,5	- 1.283,8	12,5	- 456,9	+ 4,7
12 d 35°C RKM	62	1.801,3	- 1.203,4	-12,6	- 554,0	+ 1,7
24 d 35°C RKM	36	754,9	- 579,7	47,7	- 217,2	+ 0,8

Tabelle A-VIII 5: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	62	505,8	- 508,2	- 6,0	- 1,7
12 d 55°C RKM	62	497,6	- 504,7	- 2,0	- 1,8
24 d 55°C RKM	36	206,6	- 229,9	25,3	+ 1,0
12 d 35°C	62	505,8	- 489,9	0,4	+ 3,2
12 d 35°C RKM	62	497,6	- 493,7	- 5,3	- 0,3
24 d 35°C RKM	36	206,6	- 255,3	32,5	- 7,8

Tabelle A-VIII 6: TKN-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	62	108,9	- 104,4	- 1,1	+ 3,1
12 d 55°C RKM	62	105,5	- 103,1	1,1	+ 3,3
24 d 55°C RKM	36	44,3	- 43,6	2,3	+ 6,8
12 d 35°C	62	108,9	- 100,8	- 0,2	+ 7,3
12 d 35°C RKM	62	105,5	- 99,5	0,6	+ 6,3
24 d 35°C RKM	36	44,1	- 50,2	6,7	+ 1,4

Tabelle A-VIII 7: P-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + RKM

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	62	34,5	- 34,9	- 0,5	- 2,6
12 d 55°C RKM	62	36,1	- 35,7	- 0,2	+ 0,6
24 d 55°C RKM	36	15,1	- 15,5	0,8	+ 2,6
12 d 35°C	62	34,5	- 34,1	0,0	+ 1,2
12 d 35°C RKM	62	36,1	- 33,7	- 0,3	+ 5,8
24 d 35°C RKM	36	14,9	- 17,4	2,4	- 0,7

Anlage A - 13: Ergebnisse Versuchsreihe 5 - Anaerobe Schlammstabilisierung – ÜS HTVA + FKM

Tabelle A-IX 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	emp. Variations-koeffizient
TR	[%]	52	8,1	8,3	0,95	11,7
GV	[%]	52	66,0	66,8	1,84	2,8
CSB/oTS	[-]	6	1,52	1,54	0,09	5,7
N/oTS	[-]	4	0,080	0,079	0,005	6,6
P/oTS	[-]	6	0,031	0,031	0,002	6,14
N/CSB	[-]	3	0,056	0,053	0,006	10,1
P/CSB	[-]	6	0,020	0,020	0,002	8,0
N/P	[-]	3	2,63	2,49	0,39	14,9

Tabelle A-IX 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	emp. Variations-koeffizient
TR	[%]	52	8,2	8,2	0,88	10,8
GV	[%]	52	66,0	66,7	2,09	3,2
CSB _{mf} /CSB	[-]	5	0,029	0,028	0,004	14,6
TKN _{mf} /TKN	[-]	3	0,081	0,095	0,038	47,1
NH ₄ -N/TKN	[-]	13	0,020	0,019	0,007	32,9
P _{ges, mf} /P _{ges}	[-]	4	0,067	0,069	0,031	47,1

Tabelle A-IX 3: Mittelwerte Versuchsreaktoren – anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Parameter	Einheit	12 d	12 d FKM	24 d FKM	12 d	12 d FKM	24 d FKM
		thermophil			mesophil		
TR	[%]	5,9	6,0	5,7	6,4	6,3	6,0
GV	[%]	56,4	56,1	54,6	59,7	59,0	57,3
Temp	[°C]	53,7	53,9	53,9	35,5	34,9	34,8
pH	[-]	7,51	7,48	7,50	7,25	7,25	7,33
Biogas	[l/d]	4,53	4,53	4,03	3,22	3,64	3,09
CH ₄	[%]	60,4	61,3	62,0	59,5	60,6	64,8
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	4,37	4,39	2,20	4,37	4,39	2,20
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,074	0,073	0,039	0,069	0,069	0,036

Tabelle A-IX 4: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Reaktor	Zeit- raum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB- CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	53	1.390,6	- 888,8	- 40,8	- 415,0	+ 3,3
12 d 55°C FKM	53	1.426,9	- 904,6	- 37,1	- 420,0	+ 4,6
24 d 55°C FKM	53	1.070,2	- 638,0	- 61,9	- 378,3	- 0,7
12 d 35°C	53	1.390,6	- 996,8	- 51,4	- 290,0	+ 3,8
12 d 35°C FKM	53	1426,9	- 989,4	- 55,8	- 334,1	+ 3,3
24 d 35°C FKM	53	1070,2	- 680,0	- 91,3	- 303,4	- 0,4

Tabelle A-IX 5: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	53	478,0	- 450,9	- 25,5	+ 0,3
12 d 55°C FKM	53	485,2	- 461,0	- 22,3	+ 0,4
24 d 55°C FKM	53	363,9	- 334,6	- 30,7	- 0,4
12 d 35°C	53	478,0	- 445,3	- 21,2	+ 2,4
12 d 35°C FKM	53	485,2	- 450,5	- 23,2	+ 2,4
24 d 35°C FKM	53	363,9	- 335,5	- 19,5	+ 2,4

Tabelle A-IX 6: TKN-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	53	76,5	- 76,0	- 4,4	- 5,1
12 d 55°C FKM	53	75,6	- 75,3	- 1,6	- 1,7
24 d 55°C FKM	53	56,7	- 55,4	- 1,9	- 1,1
12 d 35°C	53	76,5	- 74,3	- 2,1	+ 0,1
12 d 35°C FKM	53	75,6	- 72,7	- 2,3	+ 1,8
24 d 35°C FKM	53	56,7	- 56,7	- 2,3	- 4,1

Tabelle A-IX 7: P-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS HTVA + FKM

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
12 d 55°C	53	27,1	- 29,0	- 0,7	- 9,6
12 d 55°C FKM	53	27,2	- 29,3	- 0,6	- 9,9
24 d 55°C FKM	53	20,4	- 22,2	- 0,7	- 12,3
12 d 35°C	53	27,1	- 28,0	- 0,4	- 4,8
12 d 35°C FKM	53	27,2	- 28,3	- 0,4	- 5,5
24 d 35°C FKM	53	20,4	- 20,7	- 0,6	- 4,4

**Anlage A - 14: Ergebnisse Versuchsreihe 6 - Anaerobe Schlammstabilisierung –
ÜS KA Lenz + US**

Tabelle A-X 1: Deskriptive Statistik unbehandelter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	39	6,2	6,2	0,17	2,7
GV	[%]	39	62,1	62,1	0,64	1,0
CSB/oTS	[-]	9	1,47	1,50	0,061	4,1
N/oTS	[-]	9	0,080	0,078	0,005	6,0
P/oTS	[-]	9	0,028	0,027	0,001	3,8
N/CSB	[-]	9	0,054	0,054	0,003	5,6
P/CSB	[-]	9	0,019	0,019	0,001	5,6
N/P	[-]	9	2,92	2,89	0,25	8,5

Tabelle A-X 2: Deskriptive Statistik desintegrierter Zulauf – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	emp. Variations- koeffizient
TR	[%]	39	6,2	6,2	0,16	2,6
GV	[%]	39	62,2	62,1	0,66	1,1
CSB _{mf} /CSB	[-]	9	0,094	0,094	0,014	14,8

Tabelle A-X 3: Mittelwerte Versuchsreaktoren – anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Parameter	Einheit	24 d	24 d	24 d	24 d+ US
		thermophil	mesophil		
TR	[%]	4,8	5,1	5,0	5,0
GV	[%]	53,8	57,4	56,8	55,4
Temp	[°C]	53,3	35,3	34,8	35,1
pH	[-]	7,30	7,14	7,17	7,27
Biogas	[l/d]	1,46	0,74	0,76	1,02
CH ₄	[%]	61,7	55,7	56,7	59,8
oB _R	[kg/(m ³ ·d)]	1,46	1,46	1,46	1,46
oB _{TS}	[kg/(kg·d)]	0,030	0,029	0,029	0,029

Tabelle A-X 4: CSB-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Reaktor	Zeit- raum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	CSB- CH ₄	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[g]	[%]
24 d 35°C	63	547,9	- 453,2	+ 16,5	- 76,4	+ 6,4
24 d 35°C	63	547,9	- 456,8	+ 0,8	- 77,1	+ 2,7
24 d 35°C + US	63	568,2	- 454,5	+ 24,4	- 110,2	+ 4,9
24 d 55°C	63	547,9	- 417,2	+ 8,2	- 161,8	- 4,2

Tabelle A-X 5: TR_{min}-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
24 d 35°C	63	224,2	- 224,1	+ 5,1	+ 2,3
22 d 35°C	63	224,0	- 222,0	+ 0,7	+ 1,2
24 d 35°C + US	63	223,9	- 229,3	+ 7,0	+ 0,7
24 d 55°C	63	224,0	- 228,7	+ 4,0	- 0,3

Tabelle A-X 6: TKN-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
24 d 35°C	63	28,8	- 30,4	- 0,2	- 6,2
24 d 35°C	63	28,8	- 29,8	- 0,6	- 5,6
24 d 35°C + US	63	31,3	- 30,3	- 0,3	+ 2,2
24 d 55°C	63	28,8	- 31,0	+ 0,6	- 5,6

Tabelle A-X 7: P-Bilanz - anaerobe Stabilisierung ÜS KA Lenz + US

Reaktor	Zeitraum	Zulauf	Ablauf	Delta Reaktor	Bilanz
	[d]	[g]	[g]	[g]	[%]
24 d 35°C	63	10,0	- 10,4	+ 0,2	- 2,0
24 d 35°C	63	10,0	- 10,6	+ 0,2	- 4,0
24 d 35°C + US	63	10,9	- 11,0	+ 0,6	+ 4,6
24 d 55°C	63	10,0	- 10,7	+ 0,5	- 2,0

Anlage A - 15: Prognose GV-Abbau von Überschussschlamm bei einer Abwassertemperatur von 10 °C bzw. 20 °C

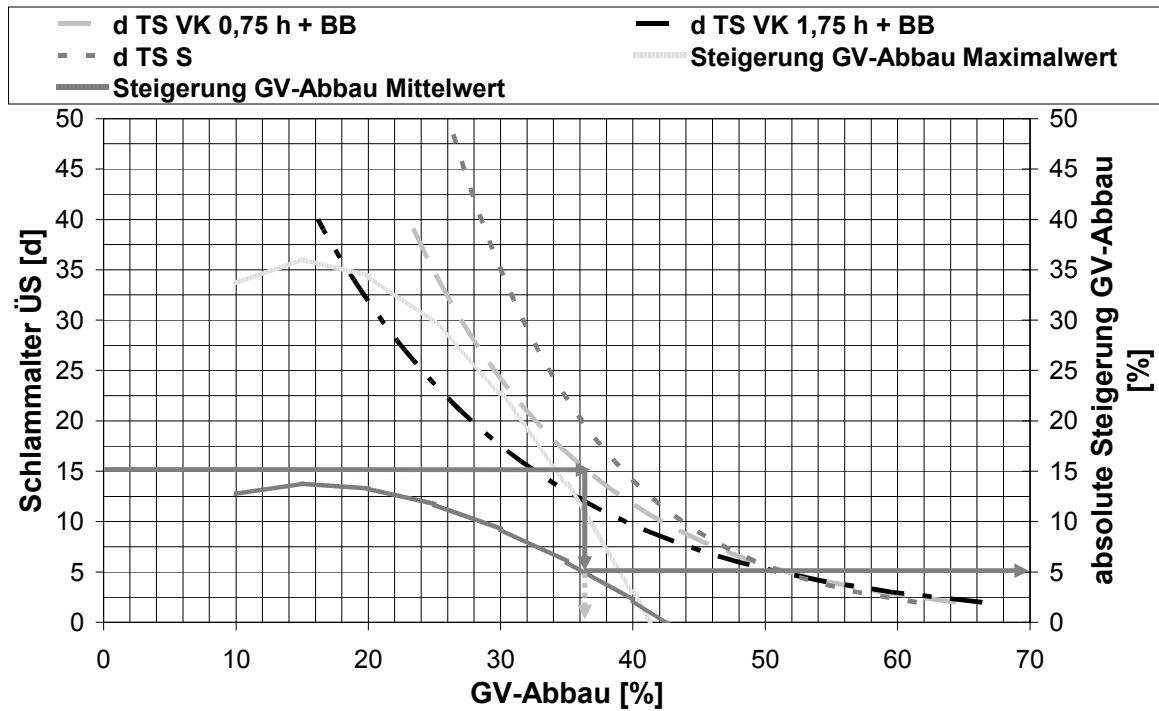


Abbildung A-XI 1: Einfluss der Desintegration auf den GV-Abbau von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik – 10 °C

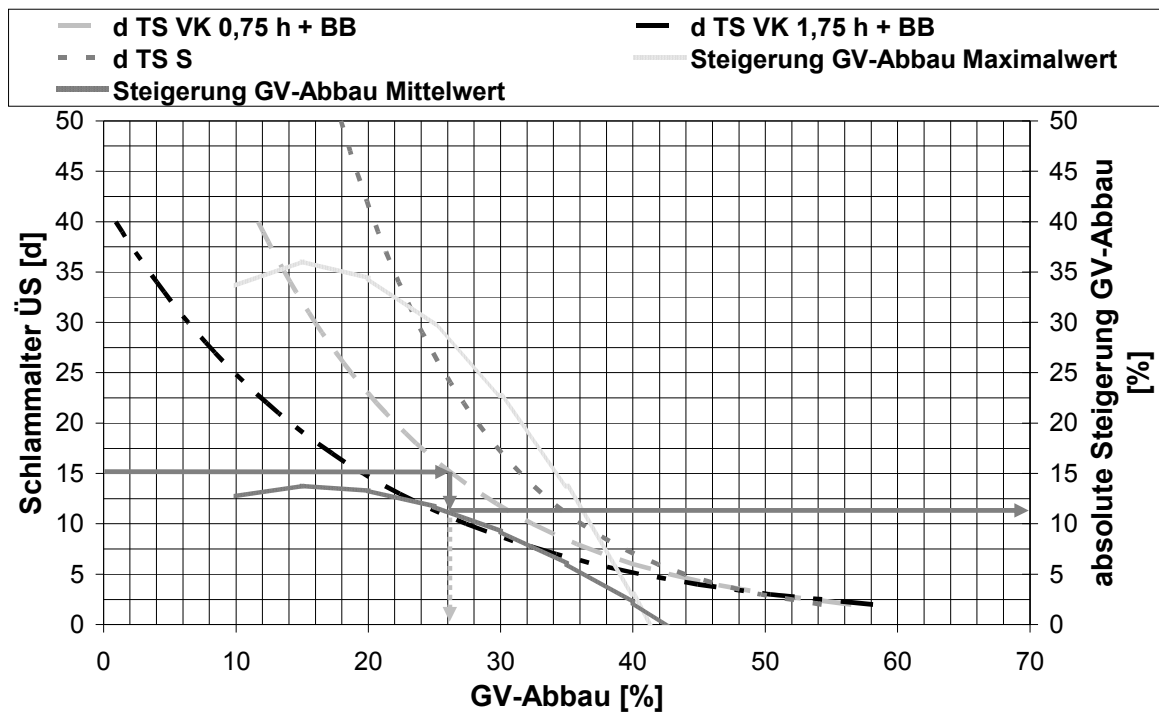


Abbildung A-XI 2: Einfluss der Desintegration auf den GV-Abbau von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik – 20 °C

Anlage A - 16: Prognose zufuhrspezifischer Biogasanfall von Überschussschlamm bei einer Abwassertemperatur von 10 °C bzw. 20 °C

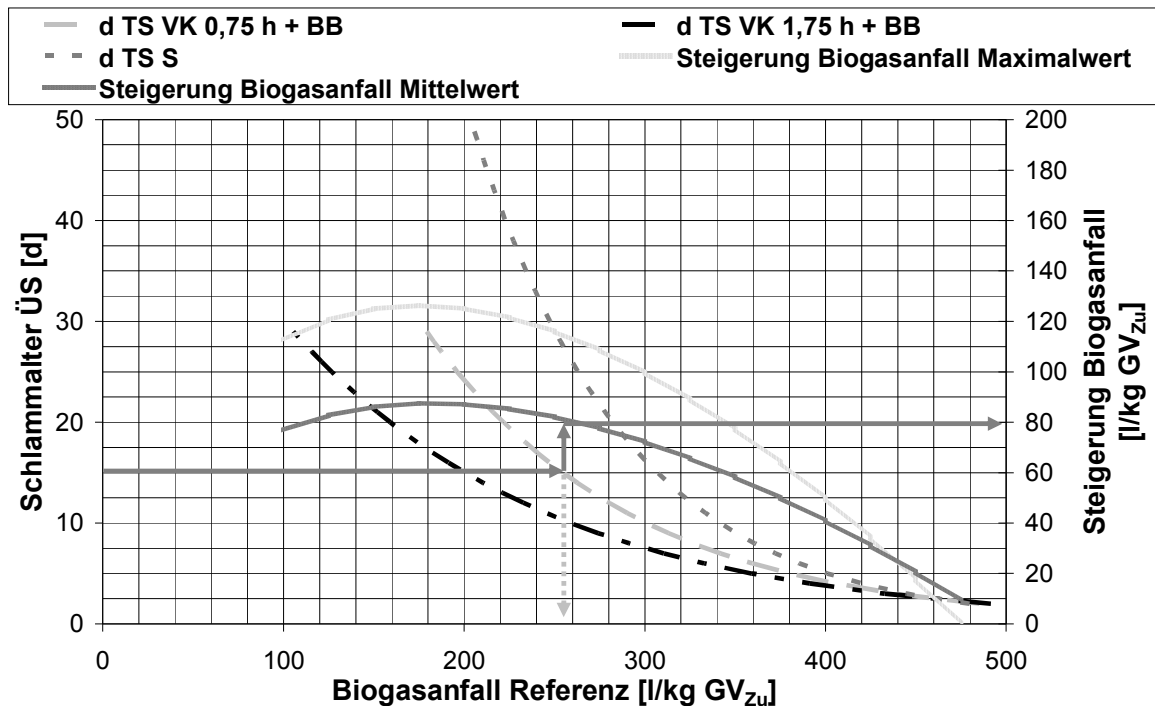


Abbildung A-XII 1: Einfluss der Desintegration auf den Biogasanfall von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik – 10 °C

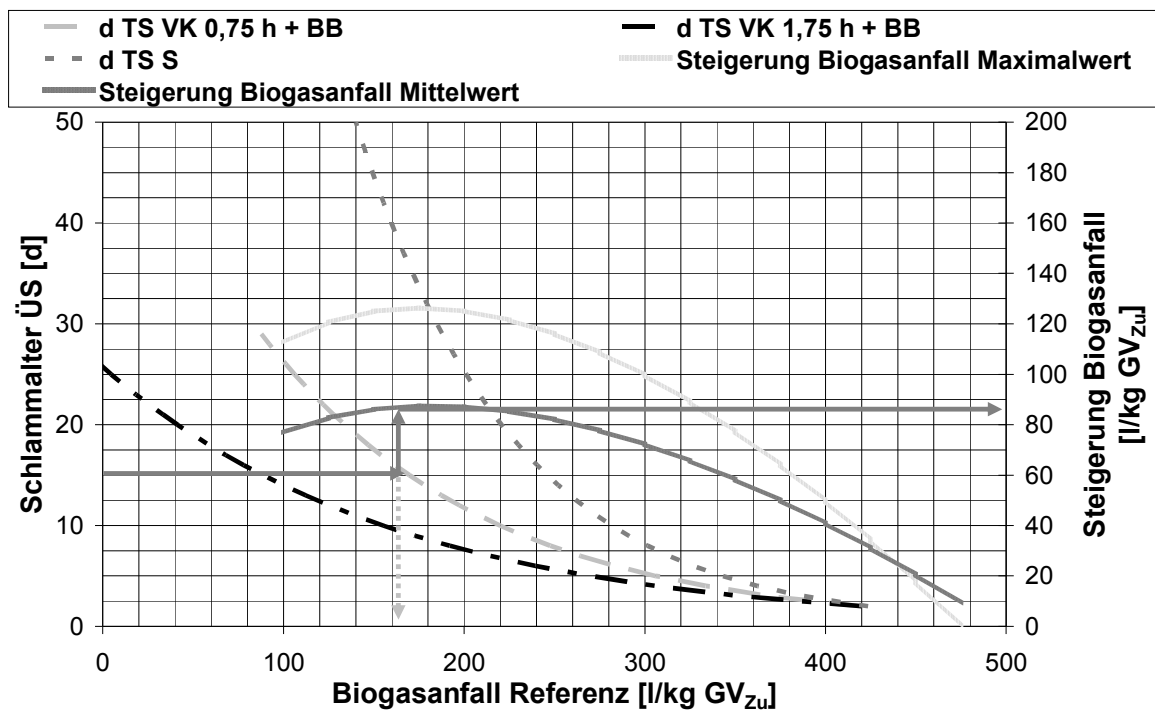


Abbildung A-XII 2: Einfluss der Desintegration auf den Biogasanfall von Überschussschlamm unter Berücksichtigung der Überschussschlammcharakteristik – 20 °C